

WYŻSZA SZKOŁA INŻYNIERSKA IM. JURIJA GAGARINA  
W ZIELONEJ GÓRZE

WYDZIAŁ BUDOWNICTWA I INŻYNIERII SANITARNEJ

# zeszyty naukowe



ZIELONA GÓRA — 1988



WYŻSZA SZKOŁA INŻYNIERSKA IM. JURIIA GAGARINA  
W ZIELONEJ GÓRZE  
WYDZIAŁ BUDOWNICTWA I INŻYNIERII SANITARNEJ

**ZESZYTY NAUKOWE**  
**NR 84**

**INŻYNIERIA ŚRODOWISKA 4**

ZIELONA GÓRA, 1988

Kolegium redakcyjne

Doc. dr hab. HENRYK GREINERT (przewodniczący), dr inż. MICHAŁ DRAB  
dr inż. IRENEUSZ WRÓBEL

Redaktor naukowy

Prof. dr hab. ADAM SOLSKI

Printed in Poland

Wydano za zgodą

REKTORA WYŻSZEJ SZKOŁY INŻYNIERSKIEJ IM. JURIIA GAGARINA  
W ZIELONEJ GÓRZE

Naczelnny Redaktor

TADEUSZ STRYSZOWSKI

Redaktor techniczny

HELENA MARIA TRZECIAK

Wydawnictwo Uczelniane  
Wyższej Szkoły Inżynierskiej w Zielonej Górze

---

ZIELONA GÓRA - 1988. Nakład 100 + 50 egz. Format 8-5. Objętość: ark. wyd. 15,75; ark. druk.: 11,5. Oddano do składopisania w kwietniu 1988 r. Oddano do druku i druk ukończono w październiku 1988 r. Papier offsetowy, kl. III, 80g 70 x 100. Cena zł 350,-

---

Druk: zp wsi, zam 164/88



## S P I S   T R E Ś C I

1. ZBIGNIEW HRYNKIEWICZ - Określenie efektywnych parametrów procesu płukania filtrów pośpiesznych .....	5
2. TADEUSZ ZEZYK - O niektórych procesach chemicznych podczas elektroosmozy w gruntach .....	19
3. IRENEUSZ WRÓBEL - Dynamika wód podziemnych poziomów czwartorzędowych w międzyrzeczu Nysy Łużyckiej i Łubczy w województwie zielonogórskim ....	25
4. ANDRZEJ JĘDRCAK, IRENEUSZ WRÓBEL - Wpływ na środowisko wysypiska odpadów z produkcji wełny mineralnej .....	43
5. ADAM SOLSKI, ANDRZEJ JĘDRCAK, WIESŁAW MATEJCZUK - Skład chemiczny wód zbiorników województwa antropogenicznego w rejonie Tuplice-Łęknica .....	65
6. ADAM SOLSKI, WIESŁAW MATEJCZUK, ANDRZEJ JĘDRCAK - Przyczyny i skutki zakwaszenia wód rzeki Chwaliszówki .....	77
7. HENRYK GREINERT - Charakterystyka właściwości gleb powstałych w wyniku rekultywacji terenów po eksploatacji węgla brunatnego w rejonie Łęknicy..	93
8. MICHAŁ DRAB - Charakterystyka właściwości fizyko-chemicznych gleb powstałych na terenach poeksploatacyjnych kruszywa budowlanego w Dobroszowie Wielkim k/Nowogrodu w województwie zielonogórskim .....	105
9. TERESA L. NDWAK - Upory przepływu wody w stalowych rurach perforowanych..	123
10. MAGDALENA GRACZYK - Rozwój technologii oczyszczania ścieków - zamierzenia i rzeczywistość .....	131
11. ZBIGNIEW LEWICKI - Problemy gospodarki wodno-ściekowej w wybranych zakładach i instytucjach Ziemi Lubuskiej .....	143
12. ZBIGNIEW SIWOŃ, JANUSZ STANISŁAWSKI - Sezonowy, liniowy model poboru wody w miastach .....	159
13. ZBIGNIEW SIWOŃ, MARIA STANISŁAWSKA, JANUSZ STANISŁAWSKI - Model symulacyjny czasów trwania zużycia wody .....	171



Zbigniew Hrynkiewicz

OKREŚLENIE EFEKTYWNYCH PARAMETRÓW  
PROCESU PŁUKANIA FILTRÓW POŚPIESZNYCH

Streszczenie

Praktyka wykazuje, że skład fizyko-chemiczny uzdatnionej wody, rodzaj i dawka stosowanego koagulantu ma znaczny wpływ na działanie filtru w tym na parametry płukania złoża (czas płukania, intensywność płukania). Przedstawiono sposób określania wartości tych parametrów na podstawie analizy stężenia zanieczyszczeń i mętności w popłuczynach oraz dokonano analizy porównawczej modeli matematycznych stosowanych do określania wysokości ekspansji złoża w funkcji prędkości przepływu wody płuczącej.

Wstęp

Przemywanie strumieniem wody lub wody i powietrza jest jednym z najbardziej efektywnych sposobów płukania złoża filtracyjnych filtrów pośpiesznych wykorzystywanych w konwencjonalnych metodach uzdatniania i odnowy wody. Właściwie zaprojektowany i prowadzony proces płukania złoża filtracyjnych podnosi jakość produkowanej wody, przedłuża zdolność filtracyjną złoża, obniża koszty uzdatniania wody.

Obserwacje w eksploatacji oraz obszernie badania umożliwiły ustalenie kilku zasadniczych czynników mających wpływ na efektywność wypłukiwania zanieczyszczeń ze złoża filtracyjnych.

Są to:

- charakterystyka materiału filtracyjnego i czynnika płuczącego,
- intensywność i czas płukania wodą i powietrzem,
- warunki flokulacji zanieczyszczeń w złożu,
- parametry pracy filtrów,
- parametry konstrukcyjne filtrów (np. typ drenażu, wysokościowe usytuowanie krawędzi przelewowych dla odbioru popłuczyn),
- charakterystyka i właściwości wypłukiwanych zawiesin i związków.

Wielkość niektórych czynników i zakres ich wpływu na efekty płukania filtrów mogą okazać się różne dla poszczególnych zakładów oczyszczania wody, co zależy między innymi od:

- sposobu oczyszczania wody (np. ilość i rodzaj stosowanych koagulantów),
- składu wody (zabarwiona, mętna, zmiękczone).

Czynniki te są wzajemnie powiązane i utrudniają wyciągnięcie ostatecznych wniosków co do doboru najlepszych parametrów projektowych procesu płukania filtrów. Fakt, że tak wiele zmiennych trzeba brać pod uwagę prawdopodobnie wyjaśnia, dlaczego ta sama procedura oczyszczania wody może być sukcesem w jednym zakładzie a niepowodzeniem w innym.



### Przedmiot badań

Dotychczasowe prace badawcze i teoretyczne [1, 2, 3, 4, 5, 6, 7]; podejmowane głównie w kierunku intensyfikacji procesu płukania na drodze doboru takich parametrów jak:

- intensywność płukania,
  - ekspansja złoza,
  - czas płukania,
- oraz dotyczyły głównie
- parametrów czynnika płuczącego,
  - złoza.

Wyznaczanie efektywnego natężenia płukania najczęściej przeprowadzano przyjmując za podstawę dopuszczalną wysokość spulchnienia złoza (ekspansja), maksymalną liczbę zderzeń ziaren złoza i maksymalną wartość siły ścinającej lub w oparciu o analizę wyników eksploatacyjnych. Najczęściej starano się znaleźć właściwy model opisujący zależność ekspansji złoza od prędkości przepływu wody i rodzaju złoza lub zależność współczynnika oporu od liczby Reynoldsa. Różnorodność form tych zależności przedstawionych przez poszczególnych autorów i cytowanych w literaturze, prowadzi często do rozbieżności wyników. Spowodowane to jest m.in. przez: prowadzenie badań w niejednakowych warunkach, stosowanie różnych założeń upraszczających, brak ścisłych modeli matematycznych opisujących zjawiska przepływowe w procesie płukania złóż filtracyjnych. Do obliczeń przyjmowano najczęściej czyste złoże, czystą wodę, określony w całej masie kształt ziaren.

Zakładano przy tym występowanie fluidyzacji jednorodnej w całej objętości złoza, dla której porowatość złoza jest w przybliżeniu stała w każdym jego punkcie. Proces ekspansji złoza nie jest jednoznaczny z jego myciem.

Wyników badań i pomiarów dokonanych na czystych złóżach nie można bezkrytycznie wykorzystywać do określania efektywnych parametrów wymywania osadów ze złoza, a właściwie usunięcie zgromadzonych w złożu zanieczyszczeń jest głównym celem płukania. Wielkość ekspansji nie może więc być jedynym wskaźnikiem efektywnego płukania złóż. Różny i zmienny w czasie skład fizyczno-chemiczny uzdatnianej wody, różne technologie uzdatniania (np. rodzaj i dawka koagulantów) powodują, że w praktyce złoże zakolmatowywane są osadami o różnych właściwościach fizycznych i chemicznych takich jak:

- wzajemne oddziaływanie między cząsteczkami zawieszin i powierzchnią ziaren,
- ściśliwość,
- lepkość,
- opór właściwy.

Należy przypuszczać, że osady zatrzymywane w złożu jedynie dzięki mechanizmom fizycznym nie tworząc silnych wiązań w ośrodkach filtracyjnych będą odpłukiwały się w tych samych warunkach lepiej niż osady zatrzymywane w złożu również dzięki siłom chemicznym (np. osady powstałe w procesie ziątkowania wody). Należy zwrócić uwagę, że stosowanie polielektrolitów zwiększa "przyczepność" zanieczyszczeń do ziaren. Poza tym złoże filtracyjne po pewnym czasie pracy filtru zmieniają swoje właściwości

hydrauliczne w wyniku obrastania ziaren piasku osadami (np. tlenki manganu, węglany wapnia), powodując powiększanie ich średnic i zmianę kształtu. Nieuwzględnienie tych czynników powoduje, że w praktyce wodociągowej mamy przykłady dużych strat spowodowanych np. zużyciem nadmiernych ilości czynnika płuczającego.

Zużycie czynnika płuczającego oprócz znanych parametrów takich jak:

- uziarnienie materiału filtracyjnego,
- wysokość złoża,
- intensywność podawania tego czynnika,

jest również funkcją jakości i rodzaju zatrzymywanych w złożu zanieczyszczeń.

Jako wskaźnik właściwego wypłukania złoża filtracyjnego często przyjmuje się mętność popłuczyn, zakładając przy tym liniową zależność między mętnością a zawartością zawieszin w popłuczynach. Analiza zmian mętności popłuczyn jako wymiar pośredni może prowadzić do niemiarodajnych wyników. Zmniejszenie np. intensywności płukania bądź awaria części systemu drenażu może doprowadzić do scementowania się złoża lub jego części. Oczyszczane są wówczas tylko fragmenty filtrów i popłuczyny szybko osiągną dopuszczalną mętność, mimo, że całe złożo nie jest wystarczająco wypłukane. Często w celu zwiększenia wydajności stacji uzdatniania wody zwiększa się prędkość filtracji. Następuje wówczas głębsza penetracja zanieczyszczeń w złożo. Płukanie filtrów z zaprojektowaną intensywnością może powodować tylko częściowe oczyszczanie złoża. Część zanieczyszczeń przemieści się jedynie do wyższych warstw.

#### Cel i zakres badań doświadczalnych

Dla potwierdzenia przedstawionych wyżej problemów przeprowadzono odpowiednie badania, które stanowią część szerszego studium oczyszczania filtrów rozważającego wiele aspektów optymalnego oczyszczenia filtrów pospiesznych.

Celem badań było:

1. Sprawdzenie zbieżności ogólnie stosowanych modeli matematycznych opisujących zależności ekspansji od prędkości płukania.
2. Ocena wpływu właściwości zatrzymywanych w złożu filtracyjnym zanieczyszczeń na efekt jego płukania.

Zakresem badań objęto filtrację pospieszną przez złożo piaskowe, o przepływie góra - dół, ponieważ dominuje ona w praktyce oczyszczania wody.

Płukano złożo, przez które filtrowano:

- A. wodę powierzchniową po objętościowej koagulacji siarczanem glinowym,
- B. wodę powierzchniową zmieszaną z wodą podziemną w stosunku 3 : 1 o dużej zawartości żelaza po koagulacji siarczanem glinowym,
- C. j.w. po koagulacji wodorotlenkiem wapniowym.

Technologia zastosowania powyższych układów badawczych (A, B, C) podyktowana była możliwością zokolmatowania złoża osadami o różnych właściwościach.

#### Instalacja modelowa i sposób prowadzenia badań

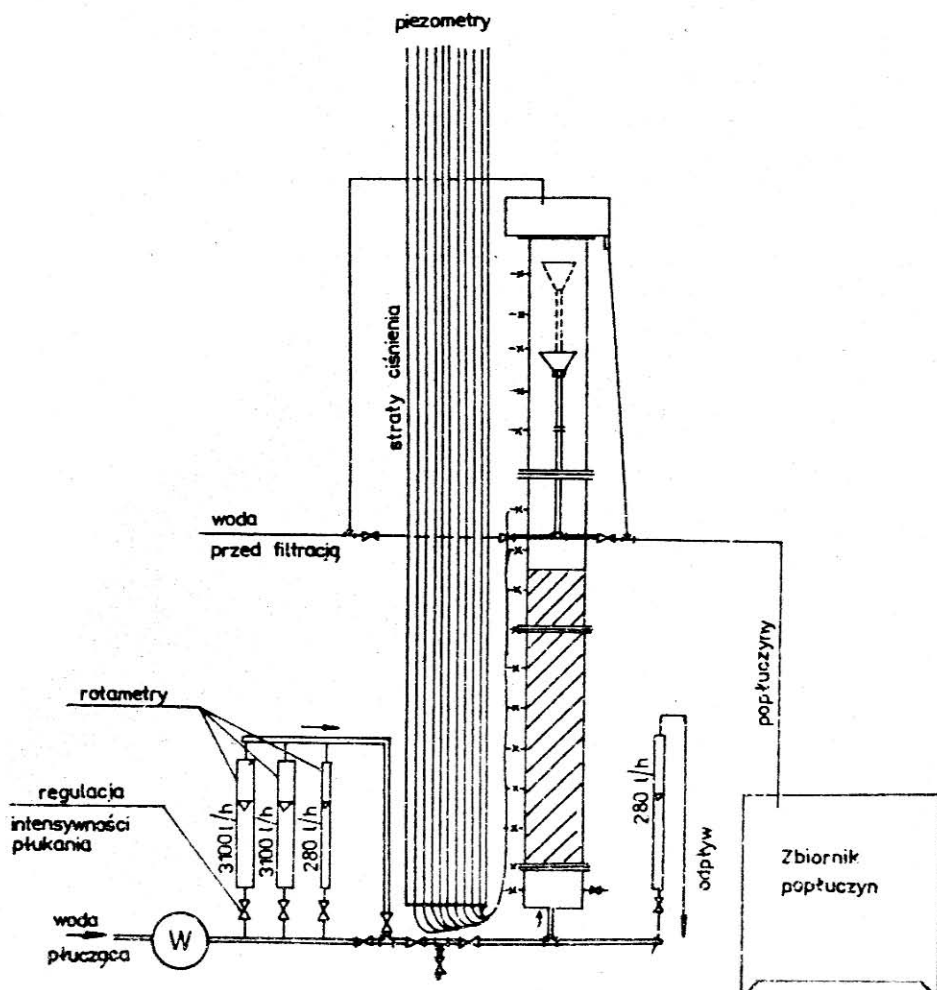
Instalacja modelowa (rys. 1) została zamontowana w techniczny układ oczyszczania wody dla m. Zielonej Góry, który składa się z:



- ujęć wody powierzchniowej i podziemnej,
- koagulacji objęściowej i sedymentacji w akceleratorach,
- filtracji na filtrach pośpiesznych, piaskowych.

Rura stalowa o średnicy  $D_f = 18 \cdot 10^{-2}$  m i wysokości  $H_f = 2,7$  m stanowiła model filtra. Zastosowano złożo o następujących parametrach:  $d_{10} = 0,6$  mm,  $d_{60} = 0,9$  mm,  $H_0 = 1,3$  m w tym 0,3 m stanowiły warstwy podtrzymujące.

W czasie badań wykonywano analizy składu fizyczno-chemicznego wody surowej, mierzone wysokość złoża w stanie spoczynku i w czasie ekspansji, wielkość strat hydraulicznych oraz natężenie przepływu wody płuczącej i filtrowanej. Wodę filtrowano ze stałą prędkością  $V_f = 7,0$  m/h każdorazowo przez ok. 16 godzin. Dla wykonania bilansu masowego oznaczono stężenie zawiesin i mętności w wodzie dopływającej na filtr i w połączynach w odpowiednich przedziałach czasowych z dokładnością do  $\pm 1,0$  sek.



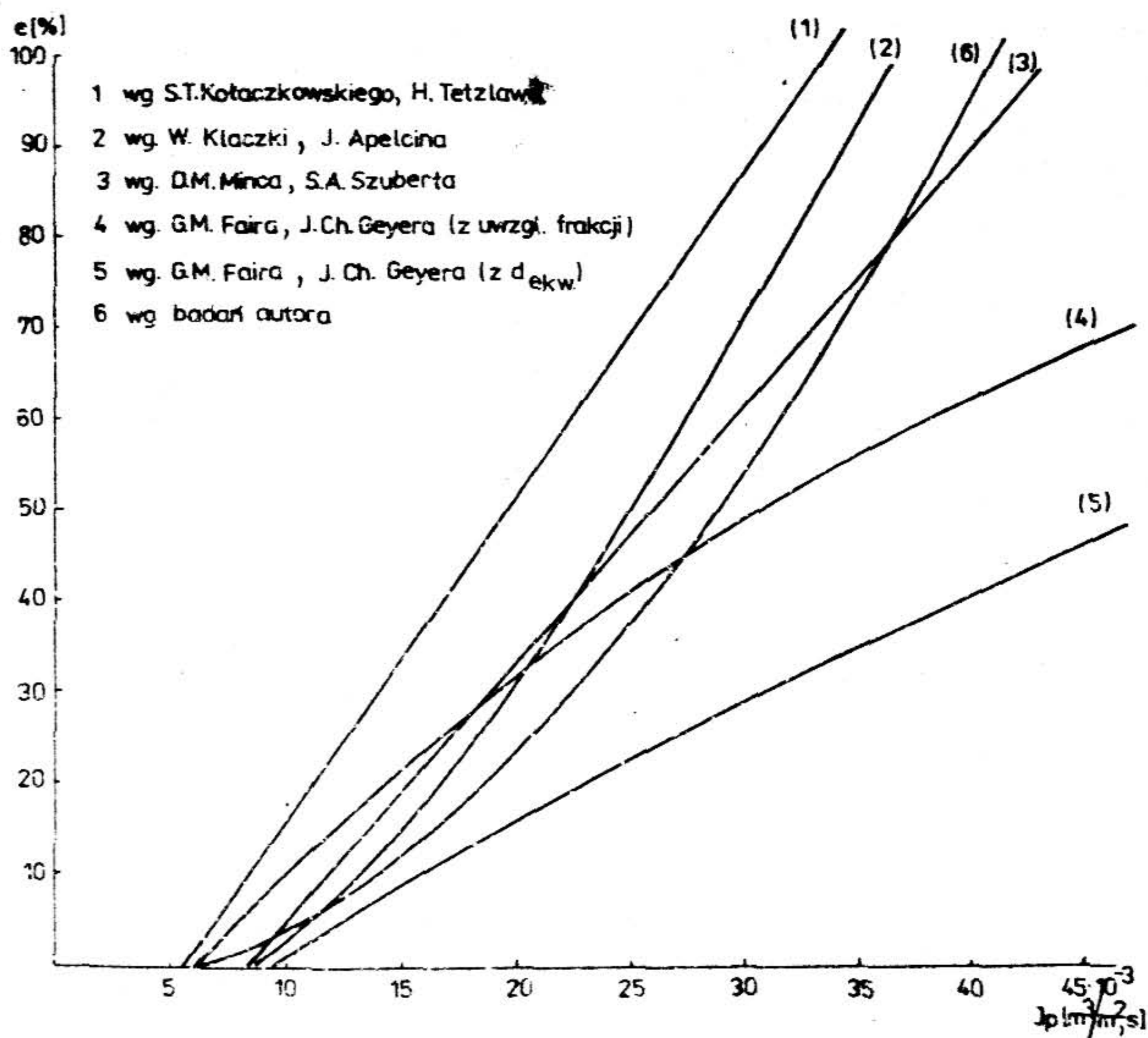
Rys. 1. Instalacja modelowa schemat

Pomiar wielkości ekspansji złoża dokonano przy przepływie wody czystej przez czyste złożo. W celu maksymalnego wyeliminowania wpływu pozostałych czynników warunkujących efektywność płukania złoża filtracyjnych starano się zachować powtarzalność poszczególnych cykli badawczych.

### Interpretacja wyników badań

W okresie badań woda miała w przybliżeniu stałą temperaturę równą  $284^{\circ}\text{K}$ . Zmieniała była mętność i zawartość zawiesin w wodzie filtrowanej. Jako miarodajne przyjęto ich średnie wartości z pomiarów wykonywanych co 1 godz.

Na rys. 2 pokazano wykresy funkcji  $e = f(V_p)$  określone w oparciu o znane modele matematyczne cytowane w literaturze technicznej i podręcznikowej oraz wyniki własnych pomiarów.



Rys. 2. Wpływ intensywności płukania na ekspansję złoża dla piasku  $d_{10} = 0,6 \text{ mm}$ ,  $WR = 1,5$

Z porównania tego wyniku, że przy stosunkowo niewielkich wartościach liczb Reynoldsa (strefa przepływów laminarnych) otrzymane zależności są zbliżone, natomiast przy większych wartościach tych liczb różnice między otrzymanymi wynikami dochodzą

do kilkudziesięciu procent. Każdy z badanych modeli powinien mieć ściśle określony przedział stosowności opisany np. liczbami Reynoldsa. Najbardziej zbliżonym do wyników doświadczalnych jest model opracowany przez D.M. Minca i S.A. Szuberta [5].

Do analizy porównawczej przyjęto wzory, które charakteryzują się dużym stopniem uogólnienia, są stosunkowo proste w praktycznych obliczeniach oraz zostały określone w warunkach zbliżonych do warunków w jakich przeprowadzono badania porównawcze.

#### Badanie efektywności wymywania osadów ze złoża filtracyjnego

Złoża filtracyjne pracujące w trzech różnych układach technologicznych oczyszczania wody płukano strumieniem wody z dołu do góry.

Wysokość słupa wody nad złożem w czasie płukania wynosiła  $H_0 = 0,55$  m, ekspansja  $e = 30\%$ , intensywność płukania wodą  $I_p = 20 \cdot 10^{-3} \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ .

Na rys. 3 i 4 przedstawiono tzw. charakterystyki płukania, określone w oparciu o pomiar mętności i zawartości zawiesin w popłuczynach. Na ich podstawie wyznaczono metodą graficzną wg Eckenfeldera [7] czas odpowiadający zakończeniu płukania ( $T_{ef}$ ), czyli efektywny czas płukania przy zadanej końcowej wartości mętności  $M = 0,005 \text{ kg m}^{-3} \text{ SiO}_2$  oraz zawartości zawiesin  $Z = 0,1 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$  (tabela 1). Efektywne czasy płukania a w konsekwencji efektywne objętości wody zużywanej do płukania przyjmują różne wartości dla poszczególnych układów. Według tego kryterium najszybciej odrywały się osady powstałe przy koagulacji wody mieszanej siarczanem glinowym i odpowiednio dłużej przy koagulacji tych wód wodorotlenkiem wapniowym i koagulacji siarczanem glinowym wody powierzchniowej. Efektywne czasy płukania określono na podstawie zmian mętności wody popłucznej, przyjmując większe wartości od tych samych parametrów określonych na podstawie zmian zawartości zawiesin w wodzie popłucznej. Określenie  $T_{ef}$  na podstawie analizy zmian mętności popłuczyn może w praktyce prowadzić do nieekonomicznego czasu płukania i zużycia większej ilości wody popłucznej.

Do oceny efektu płukania filtra wykorzystano także matematyczny model P.A. Grabowskiego [1] opisujący zmianę stężenia zawiesin w wodzie popłucznej na wysokości i w czasie.

Ma on następującą postać ogólną:

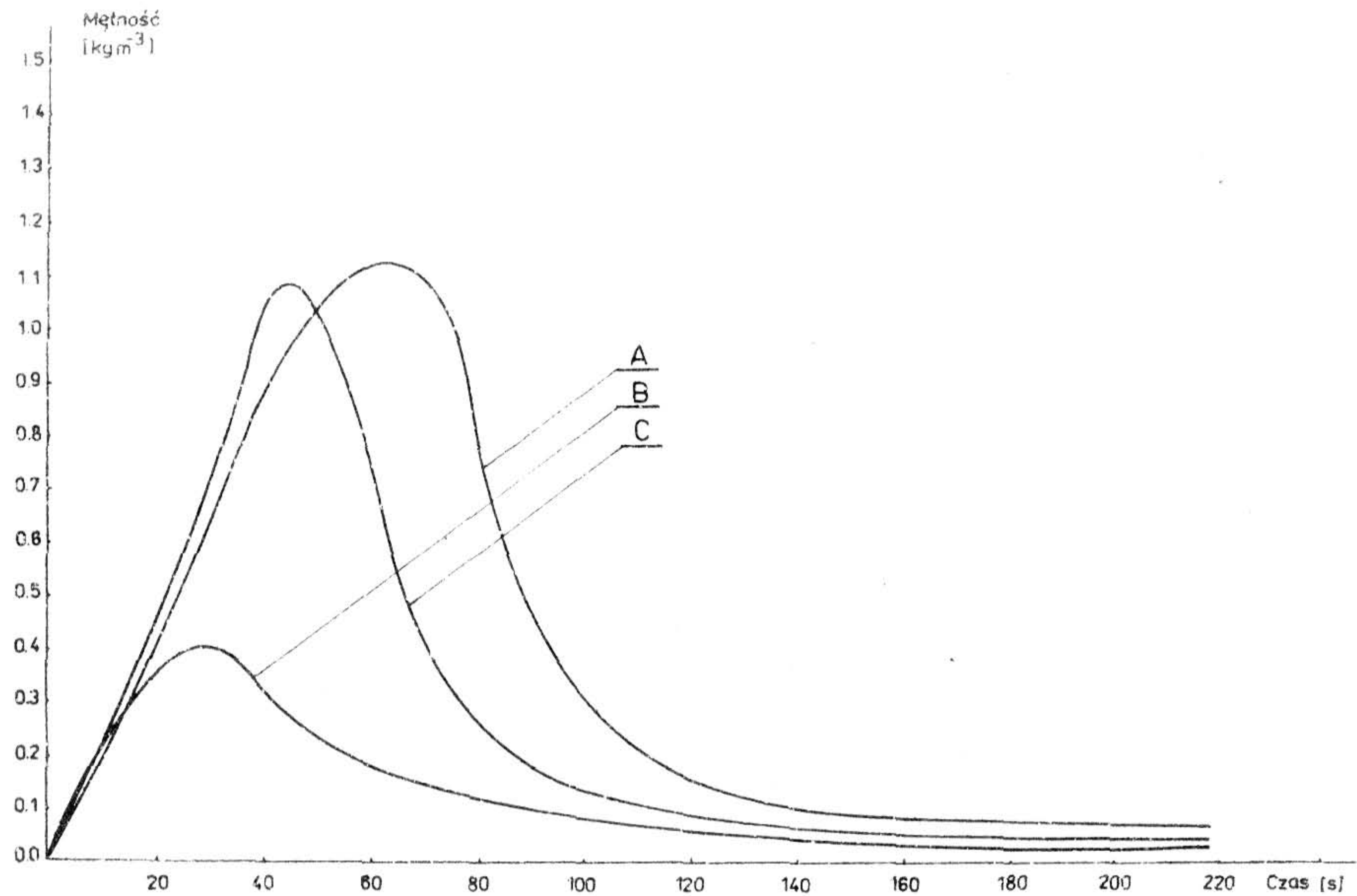
$$z = z_0 \cdot e^{-a \cdot t} \quad (1)$$

gdzie:

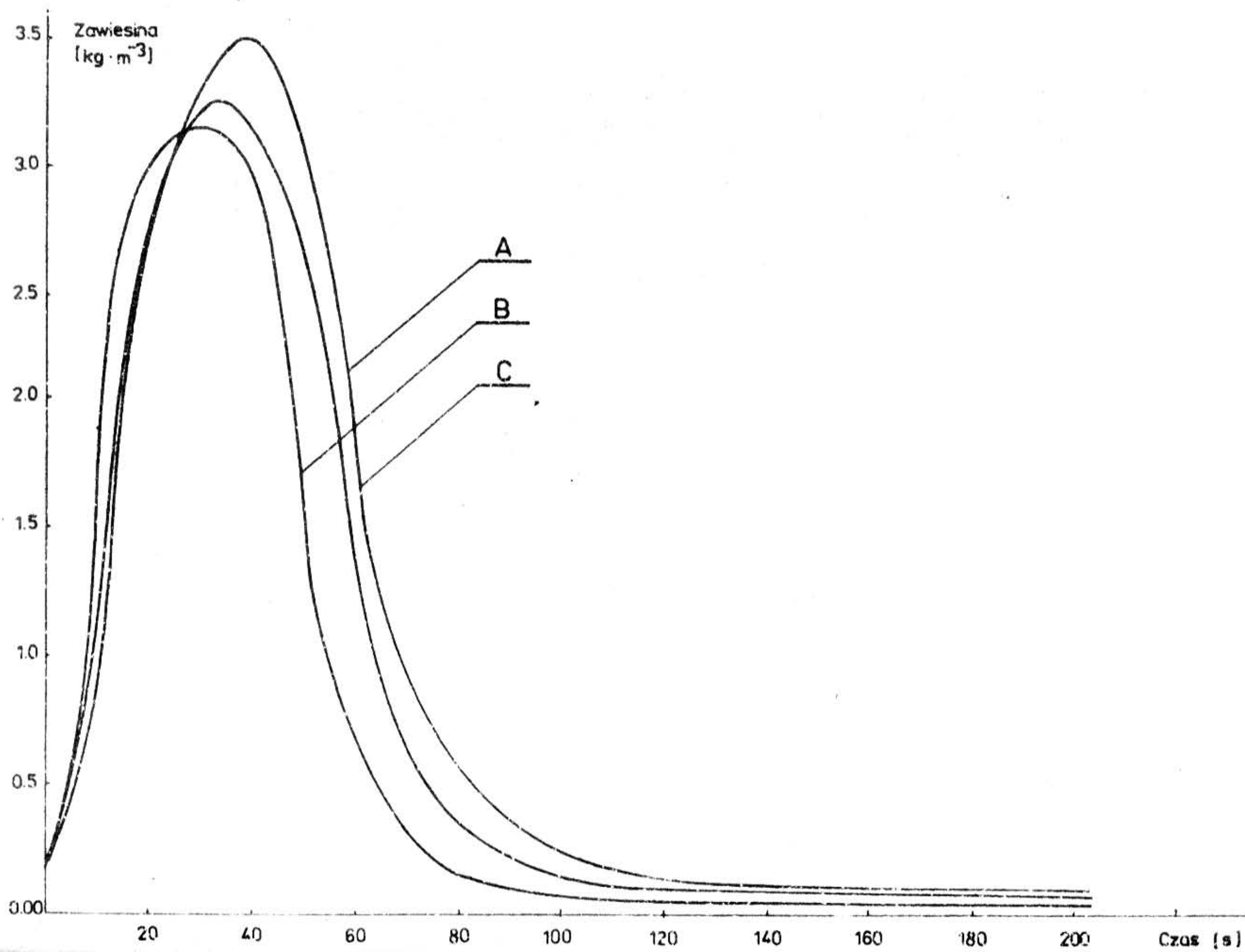
- $z$  - stężenie zawiesin w złożu (tj. ilość zanieczyszczeń w jednostce objętości złoża),  $\text{g cm}^{-3}$ ;
- $z_0$  - stężenie zawiesin w złożu na początku płukania dla  $t = 0$ ,  $\text{g/cm}^{-3}$ ;
- $t$  - czas do rozpoczęcia płukania, s;
- $a$  - współczynnik wyrażający intensywność odrywania zanieczyszczeń od ziaren złoża,  $\text{s}^{-1}$ .

Efekt płukania został określony następującą funkcją:

$$E_p = 1 - \frac{1}{1 - A} \left( e^{-\bar{a}t} - \frac{H_0}{Ae} t \right) \quad (2)$$



Rys. 3. Zmiana mętności w wodzie popłucznej



Rys. 4. Zmiana stężenia zawiesiny w wodzie przepływającej



Tabela 1

L.p.	Sposób uzdatniania wody	Współczynnik intensywności odrywania zawieszin „a” określony na podstawie		Efektywny czas płukania $T_{ef}$ określony na podstawie	
		zmian mętności	zmian ilości zawieszin	zmian mętności	zmian ilości zawieszin
		$s^{-1}$	$s^{-1}$	s	s
1.	Woda powierzchniowa - koagulacja $Al_2(SO_4)_3$	0,015	0,021	130	105
2.	Woda powierzchniowa + podziemna - koagulacja $Ca(OH)_2$	0,018	0,031	105	92
3.	Woda powierzchniowa + podziemna - koagulacja $Al_2(SO_4)_3$	0,019	0,038	95	80

gdzie:

$$A = \frac{a \cdot H}{V_p} \quad \text{i} \quad \bar{a} = \frac{a \cdot H_0}{V_p}$$

- są bezwymiarowymi parametrami,

$$t = \frac{V_p \cdot t}{H_0}$$

- bezwymiarowy parametr mający fizyczny sens krotności wymiany tj. stosunku objętości wody płuczącej do objętości złoża,

$H_0$

- wysokość złoża w czasie filtracji, cm;

$H$

- wysokość złoża w czasie płukania, cm;

$V_p$

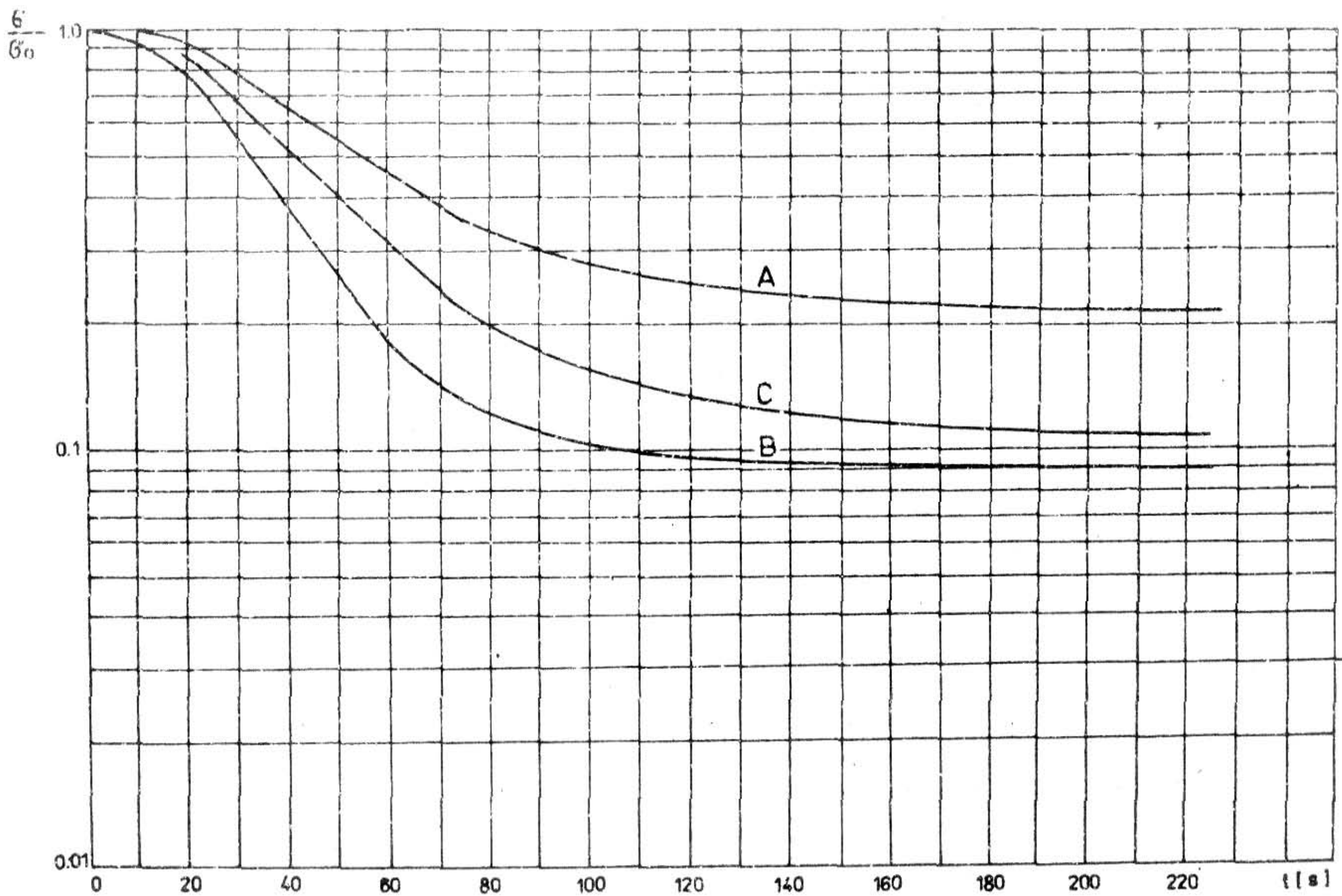
- prędkość przepływu wody płuczącej.

Zgodnie z wzorami (1) i (2) obliczono stopień dekolmatacji złoża w czasie oraz wartość współczynnika "a" dla osadów z poszczególnych układów. Zilustrowano to na rys. 5 i 6, a wartość współczynnika "a" podano w tab. 1. Efekt płukania wg równania (2) przedstawiono na rys. 7 i 8.

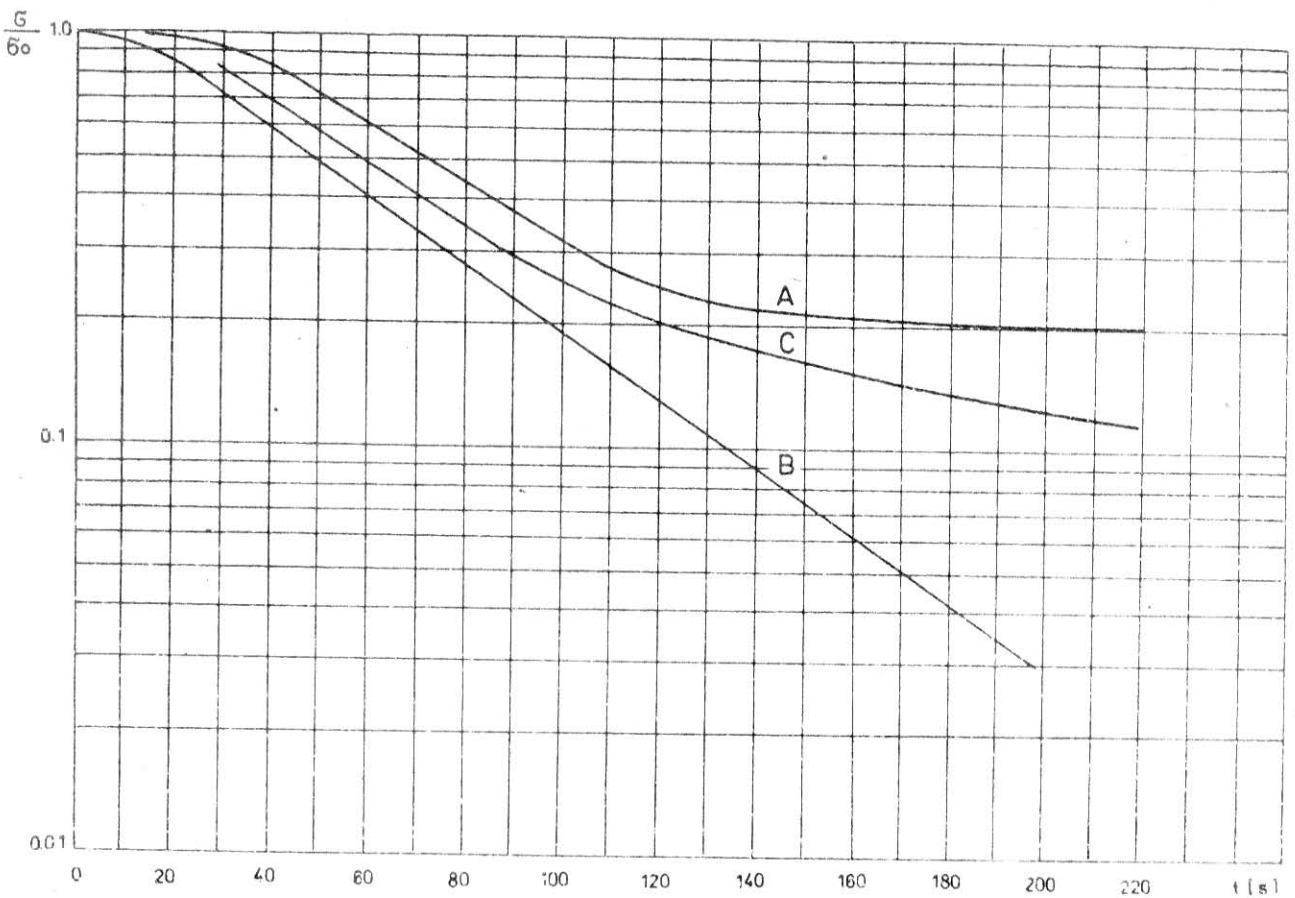
Analizując te wykresy oraz wartości współczynnika "a" można stwierdzić, że najłatwiej odpłukują się zanieczyszczenia zatrzymane w złożu przy filtracji wody mieszanej koagulowanej siarczanem glinowym, następnie wody mieszanej koagulowanej siarczanem glinowym, następnie wody mieszanej koagulowanej wodorotlenkiem wapniowym, a najdłużej wypłukują się osady powstałe przy koagulacji siarczanem glinowym wody powierzchniowej.

#### Wnioski

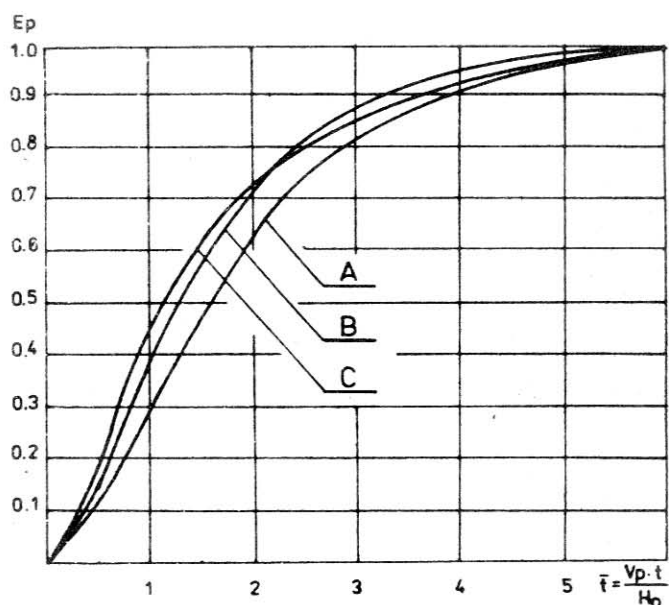
1. Przedstawione zależności  $e = f(V_p)$  wg różnych źródeł wykazują mały stopień uogólnienia. Powszechnie stosowane kryterium ekspansji złoża jako jedynego miarodajnego warunku skutecznego płukania złoża może być niewystarczające. Dla danego układu uzdatniania wody zależność ta powinna być określona doświadczalnie.
2. Różnice efektywności płukania złoż filtracyjnych wynikają z różnych właściwości osadów uzyskiwanych w poszczególnych procesach technologicznych. Potwierdza to konieczność indywidualnego określania efektywnych parametrów płukania filtrów, które okazują się różne w różnych układach technologicznych.
3. Stosowanie zbyt niskich intensywności płukania powoduje wydłużenie czasu płukania, większe zużycie wody, mimo uzyskania podobnych końcowych efektów płukania.
4. Miarodajnym sposobem określania efektywnych parametrów płukania filtrów jest pomiar stężenia zawiesin w popłuczynach.
5. Korekta parametrów płukania filtrów w czasie eksploatacji pozwoli na właściwe i ekonomiczne prowadzenie procesu filtracji wody oraz wykorzystać te dane jako wytyczne do projektowania podobnych układów.



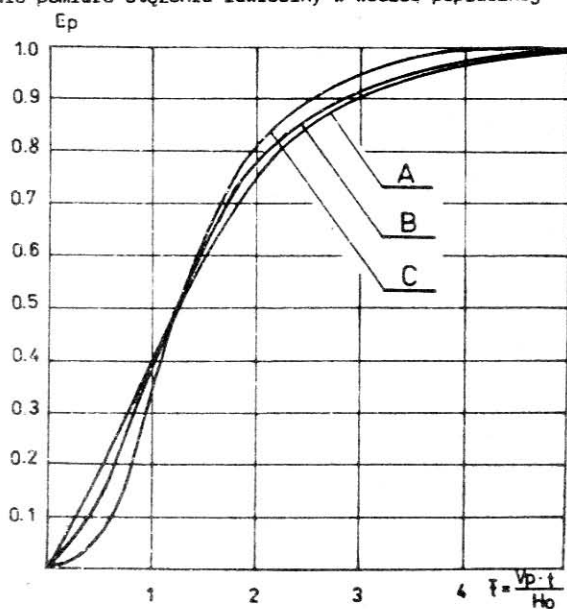
Rys. 5. Dekomatacja złoża określona na podstawie pomiaru natężności wody popłucznej



Rys. 6. Dekomatacja zioła określona na podstawie pomiaru stężenia zawiesiny w wodzie podłożnej



Rys. 7. Efekt płukania złoża filtracyjnego określony na podstawie pomiaru stężenia zawiesiny w wodzie popłucznej



Rys. 8. Efekt płukania złoża filtracyjnego określony na podstawie pomiaru stężenia zawiesiny w wodzie popłucznej



Literatura

- [ 1 ] Grabowski P.A. - Pribliżennaja matematičeskaja model' a vodovozdusnoj promyvki skorych filtrov. Izv. Vyss. Uc. Zav., Stroit. i Arch. N° 1, 1976, s. 123-128.
- [ 2 ] Kowal A.L., Sozański M. - Podstawy doświadczalne systemów oczyszczania wód. Politechnika Wrocławska, Wrocław 1977.
- [ 3 ] Labijak H. - Analiza procesu płukania filtrów pośpiesznych G.W. i TS, N° 9, 1975, s. 264-268.
- [ 4 ] Labijak H. - Intensywność płukania filtrów. GW i TS, N° 3, 1979, s. 70-73.
- [ 5 ] Minc D.M., Subert S.A. - Gidravlika zernistych materialov. Izd. Min. Kom. Choz., R.S.F.S.R., Moskwa, 1955.
- [ 6 ] Fair G.M., Geyer G.C., Okun D.A. - Elements of water suply and wastewater disposal. John Wiley and Sons. Inc., 1971, s. 404-416.
- [ 7 ] Weber W.J. - Physicochemical Processes for Water Quality Control. Wiley - Interscience, 1972.

---

Mgr inż. Zbigniew Hrynkiewicz - Wyższa Szkoła Inżynierska w Zielonej Górze.

Tadeusz Zezyk

O NIEKTÓRYCH PROCESACH CHEMICZNYCH  
PODCZAS ELEKTROOSMOZY W GRUNTACH

Streszczenie

W oparciu o dane literaturowe przedstawiono wyniki badań procesów chemicznych, zachodzących w gruntach spoistych w wyniku oddziaływania na nie pola stałego prądu elektrycznego. Przytoczono niektóre mechanizmy tych zmian. Zbadanie ich ma ważne znaczenie teoretyczne i praktyczne.

1. Wstęp

Elektroosmotycznemu przepływowi wody w gruncie towarzyszy szereg zjawisk, z których najważniejsze to [2]:

- wymiana jonowa,
- dyfuzja,
- wytwarzanie się gradientu osmotycznego i zmian pH,
- wysychanie na skutek wytworzonego ciepła,
- rozkład minerałów,
- wytrącenie wtórnych minerałów,
- elektroliza,
- utlenienie i redukcja,
- fizyczna i chemiczna adsorpcja,
- zmiany pierwotnej budowy strukturalnej.

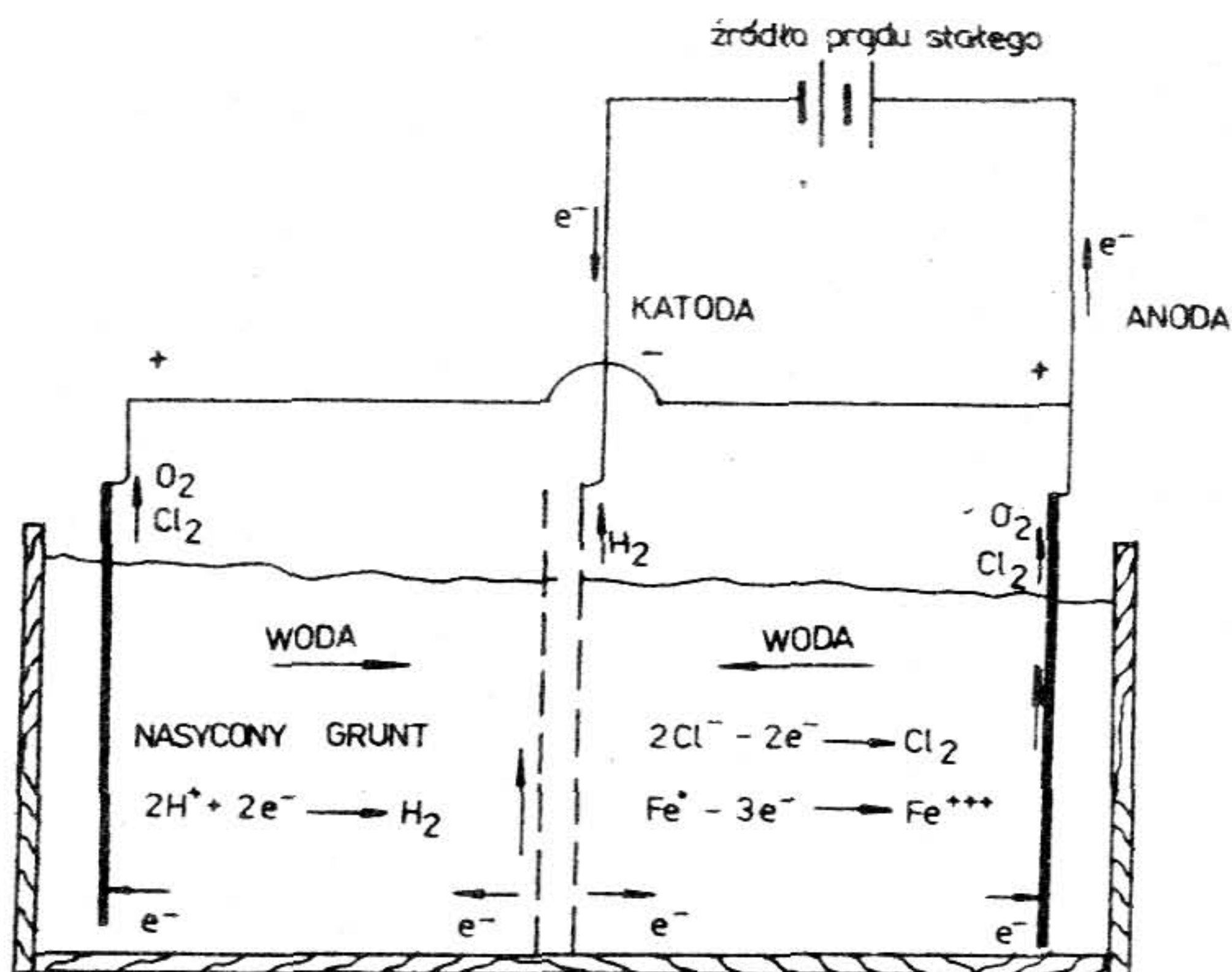
Z powodu istnienia tych zjawisk prognozowanie zmian własności gruntów poddanych elektroosmotycznemu odwodnieniu nie jest łatwe nawet w oparciu o uproszczone teorie elektroosmozy. Konsekwencją tych zjawisk mogą być korzystne zmiany w gruncie powodujące zwiększenie jego nośności. W wielu wypadkach obserwowano bowiem wzrost wytrzymałości gruntu, dużo większą niż można by to przewidywać na skutek redukcji wody z gruntu oraz powstania w wodzie porowej ujemnego ciśnienia porowego pod wpływem gradientu stałego pola elektrycznego. Podstawowa rola w przyroście wytrzymałości gruntu należy zatem do reakcji chemicznych [2,3].

2. Zasadnicze reakcje elektrochemiczne

Do elektrochemicznych procesów zachodzących w gruntach spoistych po przyłożeniu do nich stałego pola elektrycznego należą:

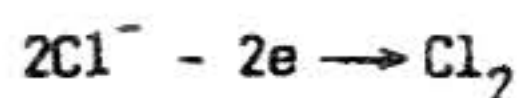
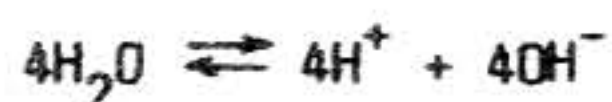
- elektroliza (w tym przemieszczanie jonów),
- chemiczne procesy prowadzące do nieodwracalnych zmian,
- reakcje wymiany [6].

W rezultacie tych zmian zachodzą procesy chemiczno-mineralne w składzie gruntów. Masa gruntu podlegająca elektroosmotycznemu odwodnieniu, zachowuje się jak elektrochemiczne ogniwo, w którym kationy wędrują do katody, a aniony do anody (rys. 1).

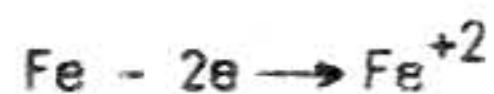


Rys. 1. Reakcje chemiczne przy elektrodach [ 4 ]

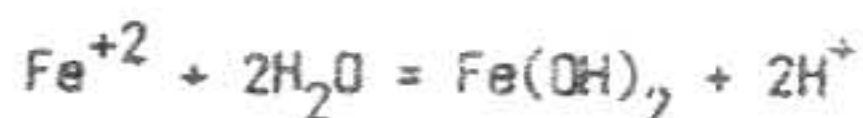
Przy anodzie z nieutleniającego się materiału (np. węgiel, platyna) zachodzi utlenianie anionów zawartych w gruncie z wydzielaniem gazu:



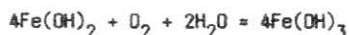
W przypadku zastosowania anod z materiału utleniającego (np. żelazo) zachodzi ich utlenianie:



Jony żelaza oddziaływując z wodą tworzą wodorotlenki żelaza podwyższając stężenie jonów wodoru:



Wodorotlenek żelazawy  $\text{Fe}(\text{OH})_2$  pod wpływem tlenu zawartego w powietrzu i wodzie przekształca się w wodorotlenek żelazowy:

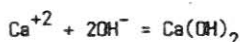
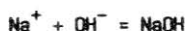


Wodorotlenki - żelazawy i żelazowy wiążą swoją amorficzną masą cząstki gruntu. W miarę osuszania się strefy anodowej, wodorotlenek żelazowy zagęszcza się i krystalizuje wzmacniając grunt. Doświadczenia pokazały, że zwiększenie stężenia jonów wodorowych w strefie anodowej w gruncie, uniemożliwia tworzenie się wodorotlenku żelazowego przyczyniając się do przemieszczania w kierunku katody jonów dwuwartościowego żelaza.

W strefę katodową przenoszone są oprócz cząstek wody jony wodoru i metali alkalicznych. W strefie tej przeważają procesy elektrolitycznej redukcji wody oraz wydzielanie wodoru w postaci gazu:

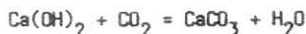
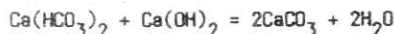


Jony metali alkalicznych tworzą zasady:



Kationy sodu i potasu nie redukują się przy katodzie, ale zostają w postaci jonów w roztworze gruntowym lub są usuwane razem z wodą odprowadzaną z katody [3,6].

Kationy wapnia  $\text{Ca}^{+2}$ , magnezu  $\text{Mg}^{+2}$  zawarte w roztworze gruntowym lub wprowadzone do niego, przenoszone są w strefę katody i gromadzą się w niej w postaci wodorotlenków, które wiążą swoją amorficzną masą cząstki gruntu. Grunt tej strefy wzmacnia się nie tylko wodorotlenkami wapnia i magnezu ale węglanami, które tworzą się w wyniku pochłaniania dwutlenku węgla  $\text{CO}_2$  i połączeń z wodorotlenkami zgodnie z równaniem:



Pod wpływem działania stałego pola elektrycznego zachodzą również inne reakcje np. rozpuszczanie soli zawartych w gruncie. W strefie kwaśnej anodowej i zasadowej katodowej mogą powstawać reakcje wywołane oddziaływaniem na grunty kwasów i zasad. Zmiany stężenia jonów wodorowych  $\text{pH}^*)$  stwierdzone w szeregu pracach [np. 1, 3] podają wzrost wartości  $\text{pH}$  w strefie katody w granicach 9 - 12, natomiast w strefie anody spa-

\*)  $\text{pH}$  - wykładnik jonów wodorowych równy ujemnemu logarytmowi (o zasadzie 10) ze stężenia jonów wodorowych  $\text{pH} = -\lg[\text{H}^+]$ . Z definicji  $\text{pH}$  wynika, że im wyższe jest stężenie jonu wodorowego  $[\text{H}^+]$ , tym niższą wartość ma  $\text{pH}$  i odwrotnie.



dek pH do 4. Tak wysokie pH w pobliżu katody korzystne jest dla rozpuszczenia zarówno krzemionki jak i tlenku glinu [2]. Rozpuszczanie składników gruntu powoduje, że w elektrochemiczne procesy wstępują nowe jony, zmienia się pojemność wymiany i skład wymiennych kationów gruntu.

### 3. Wnioski

Badanie procesów chemicznych podczas elektroosmozy w gruncie ma ważne teoretyczne i praktyczne znaczenie. Związane jest ono z polepszeniem budowlanych właściwości gruntów - podwyższeniem ich nośności.

Problematyka ta jest bardzo złożona ze względu na dużą różnorodność mineralno-chemiczną gruntów, a uwidacznia się to jeszcze bardziej gdy przy pomocy zjawiska elektroosmozy rozprawdzamy środki chemiczne.

Dotychczasowe badania wskazują na zmiany w chemiczno-mineralnym składzie gruntów i wody porowej. Zauważa się przy tym strefowość przemian w gruncie. Wydziela się zazwyczaj trzy strefy [5,6,7]:

- anodowa, najbardziej osuszona i wzmocniona, posiadająca odczyn kwaśny (pH poniżej 7 a w kompleksie wymiennym zawarte są przede wszystkim jony  $H^+$ ,  $Fe^{+3}$ ,  $Al^{+3}$ , a w porach nierozpuszczalne sole i wodorotlenki żelaza,
- katodowa, najbardziej nawodniona i słaba. Posiada ona odczyn zasadowy (pH powyżej 7 W kompleksie wymiennym przeważają jedno i częściowo dwuwartościowe jony, a w porach wodorotlenki i węglany dwuwartościowych metali ziem alkalicznych, które w pewnej odległości od katody częściowo wzmacniają tę strefę,
- środkowa, nie wzmocniona strefa, w której własności gruntu zbliżone są do stanu wyjściowego.

Badania istoty procesów chemicznych w gruntach przy oddziaływaniu na nie pola stałego prądu elektrycznego, prowadzone są od wielu lat. Pomimo, że przedstawiono niektóre uproszczone wzory tych zmian w gruncie i przy elektrodach, to nadal pozostaje wiele niejasnych zagadnień chemicznych lub są one w sposób niejednoznaczny wyjaśnione. Temat ten powinien być przedmiotem dalszych dokładnych badań naukowych specjalistów z różnych dziedzin nauki.

### Literatura

- [1] Esrig M.I., Gameinhardt I.P. - Electrokinetic Stabilization of an Illitic Clay. Journal of the Soil Mech. and Fnd. Div. ASCE Vol. 94 No SM 4 July 1968.
- [2] Mitchell J.K. - In place treatment of foundation Soils. Journal of the Soil Mech. and Fnd. Div. ASCE Vol. 96 No SM 1 January 1970.
- [3] Motouzow J.J. - Issledowanije roli chimiczeskich procesow w razwiti i procznosti morskich ilow pri elektrozaleriepleni. Materiały VII Wsiesojuznowo So-wieszczeniija po zakrepleniju i uplotnieniju gruntow 1971.
- [4] Segall B.A., O'Bannon Ch.E., Matthias J.A. - Elektro-osmosis chemistry and water quality. Journal of the Geotechnical Eng. Div ASCE Vol. 106 No GT 10, October 1980.



- 
- [ 5 ] Techniczeskaja miellioracija porod... pod redakcją S.D. WORONKIEWICZA 1981.
  - [ 6 ] Żinkin G.N. - Elektrochimičeskoje zakriepleniye gruntow w stroitelstwie 1966.
  - [ 7 ] Żinkin G.N., Kaiganow W.F. - Elektrochimičieskaja obrabotka glinistych gruntow w osnovanijach sooruzenij 1980.

---

Dr inż. Tadeusz Zezyk - Wyższa Szkoła Inżynierska w Zielonej Górze..

Ireneusz Wróbel

DYNAMIKA WÓD PODZIEMNYCH POZIOMÓW CZWARTORZĘDOWYCH  
W MIĘDZYZRZECZU NYSY ŁUŻYCKIEJ I LUBSZY W WOJEWÓDZTWIE ZIELONOGÓRSKIM

Streszczenie

W okresie 1976 - 1986 w międzyczeczu Nysy Łużyckiej i Lubszy prowadzono systematyczne pomiary stanów zwierciadła wód gruntowych oraz zmian ich hydrochemizmu. Obserwacje prowadzono w związku z budową kopalni odkrywkowej węgla brunatnego Jänschwalde - Forst (NRD), a ich celem było określenie wpływu tej kopalni na stosunki wodne w PRL na obszarze między Gubinem, a Zasiekami. W pracy przedstawiono wyłącznie problem dynamiki wód podziemnych poziomów czwartorzędowych. Przeprowadzone badania pozwoliły na:

- uchwycenie stanów ekstremalnych pierwszego czwartorzędowego poziomu wód gruntowych,
- wydzielenie typów wahań wód gruntowych i ich powiązanie z regionami i subregionami geomorfologicznymi,
- określenie stref stanów średnich oraz względnych amplitud wahań zwierciadła wód gruntowych, co umożliwia metodami statystycznymi prognozowanie reżimu wód gruntowych i ustalenie wielkości rocznych zasobów regulacyjnych.

Na obszarze Równiny Lubszy oraz w części objętej badaniami Wysoczyzny Żarskiej, stwierdzono systematyczny trend do stałego obniżania się poziomu wód gruntowych. Wyniki badań i obserwacji mają charakter naukowy i powinny być wykorzystane:

- przy opracowaniu planów zagospodarowania przestrzennego,
- w projektowaniu zaopatrzenia w wodę,
- w projektowaniu obiektów inżynierskich, budowlanych, melioracyjnych i gospodarki wodnej.

THE DYNAMICS OF THE UNDERGROUND WATERS OF QUATERNARY HORIZONS

IN A REGION SITUATED BETWEEN RIVERS NYSA ŁUŻYCKA AND LUBSZA IN ZIELONA GÓRA VOIVODSHIP

Summary

During the period 1976 - 1986 in a region situated between rivers Nysa Łużycka and Lubsza systematic measurements of the underground water levels and their changes of the hydrochemical nature were carried out. The observations were continued, because in Jänschwalde - Forst (GDR) a lignite strip mine was constructed and was necessary to study the influence of this mine on the water conditions in Polish People's Republic in the zone between Gubin and Zasięki. In this paper were presented only the problems of dynamics of the underground waters from the Quaternary horizons. The result of the investigations allowed for:

- determination of the extreme levels of the underground waters from the Quaternary horizons,
- dealing out of the types of underground water variations in connection with geomorphological regions and subregions,
- determination of the average state zones and the relative oscillation amplitudes of the underground water levels, what made possible to prognose by the statistic methods the underground water regime and to determine the amount of yearly control capacities.

On the Lubsza Plain region and on the part of Żary Highland a systematic trend for permanent underground water level lowering have been noted. The results of the investigations and observations are of scientific nature and should be used for:

- elaborating of the town and country planning,
- planning of the water supply,
- planning of several constructions like buildings, water and melioration plants.



# РЕЖИМ ГРУНТОВЫХ ВОД ЧЕТВЕРТИЧНЫХ ГОРИЗОНТОВ, ЗАЛЕГАЮЩИХ В МЕЖДУРЕЧЬЕ НЫСЫ ЛУЖИЦКОЙ И ЛЮБИМ В ЗЕЛЕНОГУРСКОМ ВОЕВОДСТВЕ

## Р е з ю м е

В период 1976 - 1986 гг. в междуречье Нысы Лужицкой и Любим проводились систематические измерения зеркала грунтовых вод и измерения их гидрохимизма. Наблюдения проводились в связи со строительством карьера бурого угля в приграничной зоне ГДР. Целью этих исследований было определение влияния новой шахты на поверхностные грунтовые воды к востоку от Нысы Лужицкой. В статье представлены особые вопросы, связанные с режимом грунтовых вод. Проведенные исследования позволили определить:

- экстремальные состояния зеркала грунтовых вод четвертичных горизонтов;
- типы колебаний грунтовых вод и установление их связи с геоморфологией и геологическим строением;
- зоны средних состояний грунтовых вод и величины грунтового оттока.

В итоге оценки проведенных наблюдений оказалось, что в исследованном районе наблюдается систематическое понижение уровня грунтовых вод, что ведет к уменьшению их ресурсов.

Результаты проведенных наблюдений, кроме научного характера, имеют большое практическое значение.

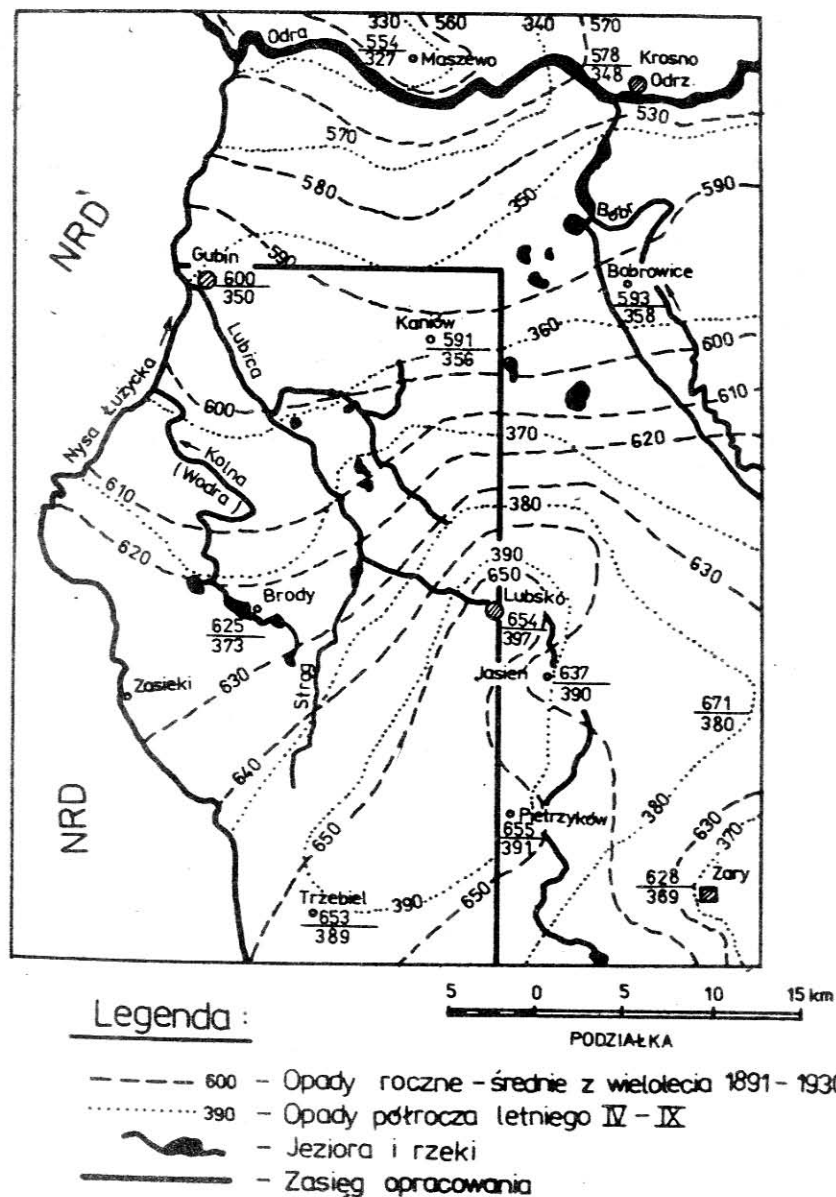
## 1. Wstęp

Przez okres 10 lat (1976 - 1986) Oddział Ziemi Lubuskiej PTPNoZ prowadził systematyczne obserwacje dynamiki pierwszej czwartorzędowej warstwy wodonośnej i zmian ich hydrochemizmu, na obszarze leżącym w widłach rzek Nysy łużyckiej i Lubszy. Celem badań było ustalenie ewentualnego wpływu górniczej działalności kopalni węgla brunatnego Jänschwalde w NRD na stosunki wodne na obszarze położonym na E od Nysy łużyckiej pomiędzy Gubinem i Trzebielą. Badania prowadzono na zorganizowanej sieci obserwacyjnej wg ustalonego harmonogramu uzgodnionego z polsko-niemiecką Grupą Roboczą do współpracy na wodach granicznych. Badania i obserwacje prowadzono na zlecenie Ministerstwa Rolnictwa i Gospodarki Żywnościowej, a następnie przez resort Ochrony Środowiska i Zasobów Naturalnych.

Wykonawcą analiz fizyczno-chemicznych prób wody był Wojewódzki Ośrodek Badań i Kontroli Środowiska w Zielonej Górze. Przed założeniem sieci obserwacyjnej w 1975 roku dla omawianego obszaru wykonana została analiza warunków hydrogeologicznych (Cizyński J. + Zespół, 1975).

Analiza przewidywała, że przybliżenie się z eksploatacją węgla brunatnego na odległość 500-1000 m do Nysy łużyckiej, przy głębokości odkrywki 100-120 m, może spowodować negatywne oddziaływanie na stosunki wodne po stronie PRL, tym bardziej że projektowane do eksploatacji pokłady węgla brunatnego oraz serie litologiczne miocenu wykazują wielokilometrową rozciągłość warstw. Przewidywano, że rozwój leja depresyjnego może osiągnąć promień 10-12 km, licząc od konturów kopalni. Założono, że koryto Nysy łużyckiej jest na tyle skolmatowane, iż nie zaobserwuje się wyraźne-

go spadku w przepływach przy obniżeniu się zwierciadła wód gruntowych. Do badań wytypowano obszar o powierzchni około 450 km<sup>2</sup> (rys. 1), na którym wybrano 57 studni gospodarskich (najczęściej kopanych) do prowadzenia cokwartalnych pomiarów zwierciadła wody gruntowej. Spośród wyżej wytypowanych z 27 studni pobierano próby wody do analizy fizyczno-chemicznej.

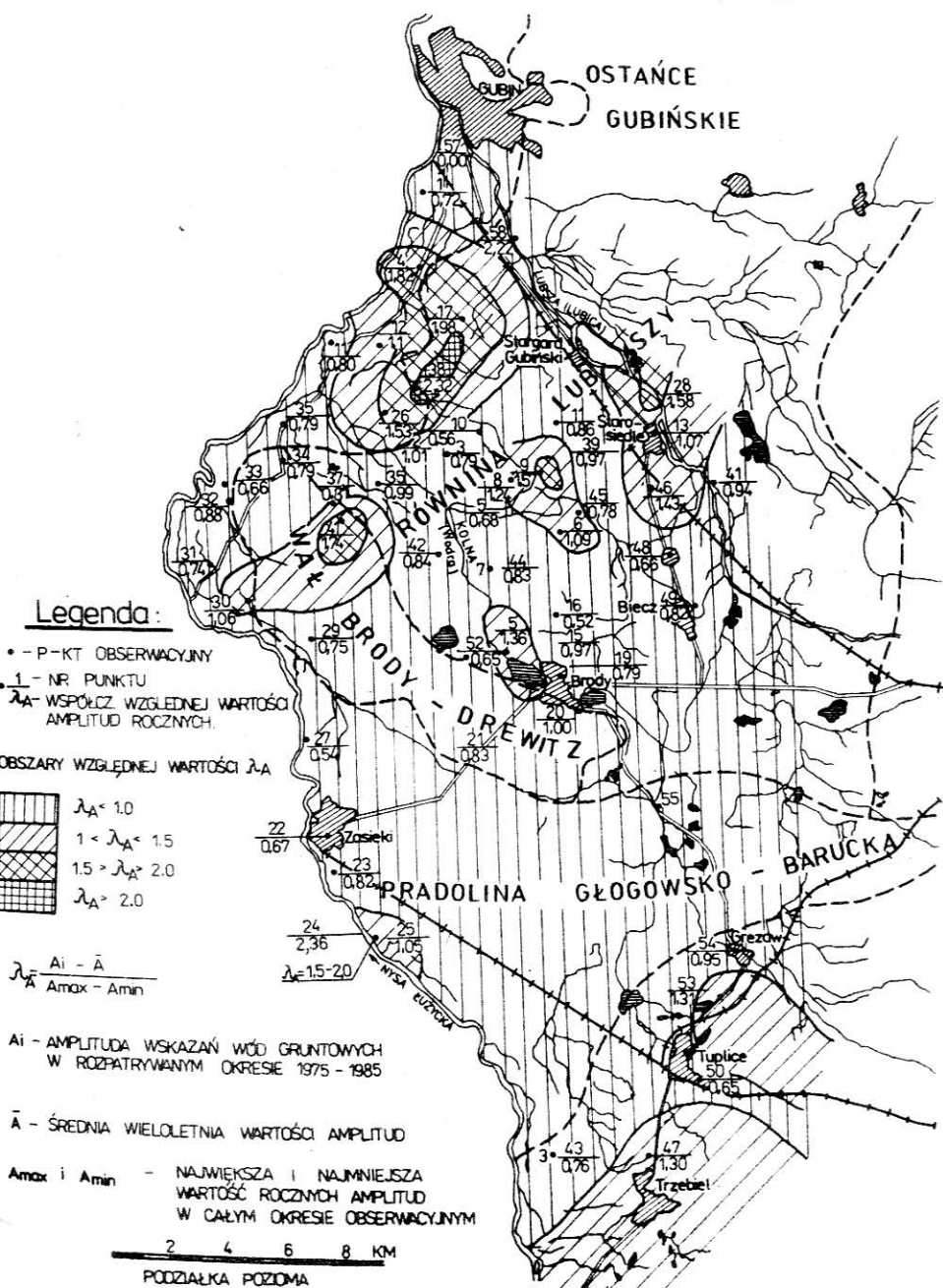


Rys. 1. Mapa poglądowa wraz z izohietami średnich opadów z wielolecia









Rys. 3. Mapa rozkładu względnych amplitud zwierciadła wód gruntowych

W roku 1980 zakres badań i pomiarów rozszerzono o 5 nowych punktów obserwacyjnych zlokalizowanych na rys. 3, [38, 41, 43, 47, 50] oraz do badań fizyczno-chemicznych włączono wody powierzchniowe z rzeki Wodry, Lubszy, Młynówki i rowu melioracyjnego. Numerację studni obserwacyjnych na rys. 2 i 3 zachowano zgodnie z pierwotną dokumentacją źródłową. Wszystkie punkty sieci obserwacyjnej zostały zaniwelowane w nawiązaniu do państwowej sieci geodezyjnej. Pomiarzy i pobory prób wody prowadzono na początku pierwszego miesiąca kwartału, (tj. stycznia, kwietnia, lipca i października). Zgodnie z porozumieniem ze stroną niemiecką, w dniu 1 kwietnia każdego roku prowadzono obserwacje stanów zwierciadła wody w studniach obserwacyjnych w międzyrzeczu Nysy Łużyckiej i Lubszy oraz po stronie NRD w rejonie Jänschwalde - Forst. Każdego roku z przeprowadzonych badań i obserwacji sporządzono sprawozdanie oraz opracowano mapę hydroizohipów wg stanu na 1 kwietnia.

W artykule niniejszym ze względu na charakter publikacji, zaprezentowano jedynie problematykę dynamiki wód gruntowych na badanym obszarze bez szczegółowych opisów budowy geologicznej, hydrogeologii i innych komponentów środowiska przyrodniczego. Budowa geologiczna, geomorfologiczna i stosunki hydrogeologiczne, szczegółowo opisano w literaturze przez: Bartkowskiego T. (1961, 1963); Dyjora S. (1964), Wróbel Ireneę i Wróbel Ireneusza (1979, 1980).

Uzyskane wyniki-badań są poważnym wkładem w szczegółowe rozpoznanie stosunków wodnych międzyrzecza Nysy Łużyckiej i Lubszy, a zastosowane formy obróbki wyników obserwacji pozwalają na zobiektywizowanie danych i poprawną ocenę zasobów wód gruntowych.

## 2. Dynamika wód gruntowych podziemnych poziomów czwartorzędowych

Parametrami fizycznymi charakteryzującymi dynamikę wód podziemnych są:

- zmiany głębokości zalegania zwierciadła wody podziemnej w czasie, uchwycenie stanów charakterystycznych,
- wielkość tych zmian, tj. amplitudy wahań w określonych sezonach klimatycznych oraz amplitudy okresu obserwacyjnego.

Zmiany hydrochemizmu wód mogą być również wskaźnikiem dynamizmu wód gruntowych.

Dla dokonania charakterystyki dynamiki wód gruntowych nieodzowna jest znajomość czynników, które kształtują i wpływają bezpośrednio na stany zwierciadła wody podziemnej. Czynników tych jest wiele i w różnorodny sposób i z różnorodną intensywnością wpływają na wody gruntowe.

Do najważniejszych zaliczyć należy:

- hydrogeologiczne właściwości skał wodonośnych,
- grubość strefy aeracji ,
- zagospodarowanie powierzchni terenu wpływające na wielkość transpiracji obszarów zalesionych, pastwisk i łąk oraz gruntów ornych,
- warunki meteorologiczne, z których najważniejszymi są opady atmosferyczne i temperatury.

Dla uchwycenia zmienności zalegania stanów zwierciadła wody w czasie, w poszczególnych regionach i subregionach obszaru badań zestawiono diagramy wahań dla każdego

punktu pomiarowego na tle wykresu opadów atmosferycznych. Obszary rozkładu względnych amplitud zwierciadła wód gruntowych zestawiono na mapie 1 : 100 000 (rys. 3).

Stany charakterystyczne zwierciadła wód gruntowych określono dla każdego punktu pomiarowego, wydzielając na podstawie pomiarów stany ekstremalne:

- wysoką wielką wodę (WWW),
- najniższą niską wodę (NNW)

dla okresu obserwacyjnego oraz granice stanów średnich ze wzorów:

$$H_N = \frac{NSW + WNW}{2}$$

i

$$H_W = \frac{NNW + WSW}{2}$$

gdzie:

$H_N$  - dolna granica stanów średnich,

$H_W$  - górna granica stanów średnich,

NSW - najniższa średnia woda,

WSW - najwyższa średnia woda,

WNW - najwyższa niska woda,

NNW - najniższa wysoka woda.

Wykonane obliczenia zestawiono w tabelach (Archiwum PTPNoZ).

#### A. Charakterystyka stanów zwierciadła wód gruntowych

Poniżej przedstawia się charakterystykę zmian zwierciadła wody gruntowej dla punktów obserwacyjnych zgrupowanych w wydzielonych regionach geomorfologicznych.

Równina Lubszy pod względem geologicznym i hydrogeologicznym charakteryzuje się dużą różnorodnością. Również pod względem hipsometrycznym można wydzielić tu typy rzeźby różniące się genezą. Mając powyższe na uwadze, umownie na obszarze Równiny Lubszy, zgrupowano punkty pomiarowe występujące w strefie pagórków o różnej genezie (wydmowe, ostańce czołowo-morenowe, stoliwa wodno-lodowcowe), punkty pomiarowe występujące w zagłębieniu końcowym zlodowacenia bałtyckiego w pobliżu jezior Brody i Sucho-dół oraz punkty pomiarowe występujące w dolinie Lubszy. Większość punktów pomiarowych usytuowana jest na płaskich równinach.

#### I. Równina Lubszy<sup>\*)</sup>

W granicach Równiny Lubszy prowadzono obserwacje w 18 punktach pomiarowych oraz na posterunku Kumiałtowiec przez IMGW w odstępach comiesięcznych. W punktach obserwacyjnych (numery punktów w nawiasach) Koperno, Jazów, Grabice, Sierńsk prowadzone były obserwacje od stycznia 1980 r. Na posterunku Datyń (15) obserwacje prowadzone były do lipca 1978 r., Kumiałtowiec (7) do października 1976 r. i na stacji IMGW w Kumiałtowiecach do października 1979 r.

Typ wahań wód gruntowych Równiny Lubszy charakteryzuje się następującymi cechami:

- małą miąższością strefy aeracji w stosunku do stanów najwyższych od ok. 0,2 - 1,5 m;

<sup>\*)</sup> Podział na krainy geomorfologiczne przyjęto za Krygowskim B. (1961) i Bartkowskim T. (1961).



- największe amplitudy w okresie obserwacyjnym wystąpiły w Wielotowie (5) 5,68 m i w Kozowie (10) 3,68 m, natomiast najmniejsze amplitudy stwierdzono w Bieczu (49) 1,3 m i Jasienicy (46) 1,36 m. W pozostałych punktach obserwacyjnych amplituda okresu obserwacyjnego waha się w granicach od 1,73 Koło (45) do 2,87 m Witaszkowo (11),
- większe amplitudy występują w rejonach zalegania na powierzchni piasków i żwirów zwałowych na glinach oraz glin morenowych, punkty zlokalizowane w strefie zalegania piaszczysto-żwirowych osadów wodnolodowcowych, z reguły charakteryzują się mniejszymi amplitudami,
- w rocznym cyklu hydrologicznym dla większości obserwowanych punktów wydzielić można jedno maksimum i jedno minimum stanów zwierciadła wody; maksimum z reguły występuje w kwietniu lub nieco wcześniej, co związane jest z wiosennymi roztopami. Minimum obserwuje się w miesiącach letnich, niekiedy z przesunięciem do października w zależności od rozkładu opadów. W latach z intensywnymi opadami w lipcu i sierpniu można obserwować drugie maksimum;
- większe opady zaznaczają się w stanach wód z opóźnieniem od jednego do kilku tygodni w zależności od czynników geologicznych i fizyczno-geograficznych,
- analizując stany charakterystyczne wód gruntowych, zauważa się powolne obniżanie ich poziomu. Maksima w latach 1980-85 nie osiągnęły poziomu z lat 1975-80. Tendencji do obniżania się zwierciadła wód gruntowych nie stwierdzono jedynie w punktach Grodziszcz (48) i Biecz (49).

## II. Równina Lubszy - strefy pagórków

Wydziela się tutaj dwa typy genetyczne pagórków:

- wydmy,
- czołowo-morenowe, zaburzone glacitektonicznie.

### a) Punkty obserwacyjne w strefie pagórków wydmych

Do tego typu zaliczono trzy punkty: Nowa Wioska (36), Brzozów (37), Datyń (16). Wydmy na omawianym obszarze występują sporadycznie i z reguły tworzą niewysokie wyniesienia w postaci pól dobudowanych do innych form morfologicznych (np. do ozów lub ostańców).



Mięszość osadów eolicznych wynosi ok. 5 - 6 m.

Cechami charakterystycznymi dla wydnowego typu wahań na badanym terenie są:

- mała mięszość strefy aeracji od 0,8 do 1,4 m,
- amplitudy wahań kształtują się w granicach 0,9 do 1,4 m,
- w ciągu roku obserwuje się jedno maksimum i jedno minimum w niektórych latach, jak np. w 1975 r. W latach 1976, 1977, 1982, 1983, stany wód gruntowych wykazywały niewielkie amplitudy i krzywe wahań mają one przebieg bardzo wyrównany, a maksima nie zaznaczają się.

#### b) Punkty obserwacyjne w strefie ostańców

Pod jęciempo ostańców występują tu odosobnione pagóry moreny czołowej z zaburzonymi glaciektonicznie strukturami (moreny wyciśnięcia), np. Węgliny (42), Luboszyce (2 i 3) oraz inne pagórki o niewyjaśnionej genezie. Cechami charakterystycznymi dla tych obszarów są:

- zmienna mięszość strefy aeracji od 0 do 1,8 m w stosunku do stanów najwyższych z wielolecia,
- duże i podobne amplitudy wahań, wynoszące 3,0 do 3,7 m,
- brak związku wahań stanów wody z opadami,
- maksymalne stany występują z reguły wiosną (kwiecień lub nieco wcześniej),
- brak tendencji do systematycznego obniżania się lustra wód gruntowych.

Wody podziemne w strefach pagórków charakteryzują się indywidualną dynamiką, uwarunkowaną wielkością danej formy i jej budową wewnętrzną.

### III. Równina Lubszy - zagłębienie końcowe (marginalne) zlodowacenia bałtyckiego

Przyjmuje się, że Wał Brody - Drewitz wyznacza strefę maksymalnego zasięgu stadiału leszczyńskiego zlodowacenia bałtyckiego. Po stronie północnej Wału na Równinie Lubszy występuje obniżenie z jeziorami polodowcowymi (Suchodół, Brody), które nazwano zagłębieniem końcowym zlodowacenia bałtyckiego. W strefie tej zlokalizowane są następujące punkty pomiarowe: Suchodół (52), Jezioro Dolne (51), Brody (19). Przy wydzieleniu tego rejonu w oddzielny typ dynamiki wód gruntowych, brano pod uwagę bezpośrednie sąsiedztwo jezior oraz strefę krawędziową Wału Brody-Drewitz.



Cechy charakterystyczne:

- strefa aeracji jest niewielka i waha się w granicach od 1,1 do 2,5 m w stosunku do stanów najwyższych z wielolecia,
- amplitudy wahań wynoszą 1,2 do 2,6 m, na wykresach obserwuje się powtarzalność stanów wysokich w miesiącu kwietniu lub wcześniej; stany najwyższe w każdym z analizowanych punktów występowały w innym czasie - i tak w punkcie Suchodół (52) w styczniu 1976 r., w punkcie Jezioro Dolne (51) w lipcu 1978, w punkcie Brody (19) w październiku 1976 r. i w lipcu 1982 i 1983 r.;
- we wszystkich punktach obserwuje się stały trend do stopniowego obniżania się poziomu zwierciadła wód gruntowych, pomimo istnienia w pobliżu tych punktów jezior, które spełniają funkcje regulatora dynamiki wód.

#### IV. Równina Lubszy - dolina Lubszy

W dolinie Lubszy sieć obserwacyjną zorganizowano w latach 1980-81. Są to następujące punkty obserwacyjne: Gubin (57), Pleśno (56), Stargard Gubiński (18), Gębice (28), Jałowice (41). W punktach tych występuje dolinny typ wahań, charakterystyczny dla teras rzecznych i pradolinnych. Na wielkość amplitud wahań, bezpośredni wpływ ma rzeka Lubsza. Dolina Lubszy wykazuje zróżnicowaną budowę geologiczną, tworząc miejscami terasy akumulacyjne lub erozyjne.

Cechy charakterystyczne:

- strefa aeracji w zależności od usytuowania punktu pomiarowego waha się w granicach od 0,5 do 2,4 m w stosunku do stanów najwyższych,
- amplitudy wahań za okres obserwacyjny wynoszą od 0,9 m w Jałowicach (41) do 1,8 m w Stargardzie Gubińskim (18). Większe amplitudy występują w punktach usytuowanych w strefie terasy erozyjnej;
- maksima stwierdzono we wszystkich punktach w kwietniu, jedynie w roku 1982, minima wystąpiły w roku 1981 w miesiącach letnich, a w pozostałych latach utrzymywały się również w jesieni i w zimie;
- we wszystkich obserwowanych punktach, stwierdza się tendencję do stopniowego obniżania się zwierciadła wody gruntowej.

Rzeka Lubsza na całej swej długości ma charakter rzeki drenującej, co w efekcie powoduje stopniowe zubożenie zasobów wód podziemnych.



## V. Wał Brody - Drewitz

Wał Brody-Drewitz wg T. Bartkowskiego (1961) przedstawia stoliwo o sfalowanej powierzchni, wznoszącej się w rejonie miejscowości Brody do 110 m n.p.m. w rejonie Markosic do 93 m n.p.m. i w rejonie Greissen (NRD) do 97,5 m n.p.m. Jest to wał zandrowy, złożony z kilku stożków zrosniętych ze sobą i porozcinanych dolinami odpływowymi wód roztopowych lądolodu. Zbudowany jest głównie z piasków i żwirów wodnolodowcowych zlodowacenia bałtyckiego (stadiału leszczyńskiego) o miąższości do 50 m. W granicach Wału usytuowane były następujące punkty pomiarowe: Jezioro Wysokie (20), Mielno (29), Strzegów (30), Półna (32), Markosice (34), Brzozów (40). Wahania zwierciadła wód gruntowych w tym rejonie są zbliżone do obszarów zandrowych. Na podstawie przeprowadzonej analizy stanów zwierciadła wody i innych elementów środowiska przyrodniczego stwierdza się następujące cechy charakterystyczne:

- miąższość strefy aeracji w stosunku do stanów maksymalnych waha się w granicach od 0,6 - 11,5 i uzależniona jest od ukształtowania powierzchni terenu,
- amplitudy wahań są bardzo wyrównane i wynoszą 1,2 - 1,7 m,
- stany ekstremalne na wykresach zaznaczają się słabo i tylko sporadycznie w okresie obserwacyjnym wykazują bardziej wyraźne tendencje wznosu lub spadku,
- strefy stanów średnich są niewielkie i wahają się od 2 do 28 cm, przy czym najmniejsza strefa stanów średnich wystąpiła w punkcie obserwacyjnym Mielno (30) tj. w miejscu o największej strefie aeracji (11,5 m),
- w punktach obserwacyjnych Półna (32) i Brzozów (40) obserwuje się niewielkie tendencje do spadku zwierciadła wody, natomiast w pozostałych punktach takich trendów nie stwierdzono.

Na analizowanym obszarze czynnikami wpływającymi na dynamikę wód gruntowych, w tym przypadku na ich względną stabilność (małe amplitudy i brak wyraźnych ekstremów) są: duża miąższość strefy aeracji, miąższość warstwy wodonośnej, niezaburzony charakter jej zalegania. Wody gruntowe strefy Wału Brody-Drewitz bardzo nieznacznie reagują na opady atmosferyczne. Przez Wał Brody-Drewitz przebiega podziemny wododział hydrologiczny, rozdzielający zasilanie wodami gruntowymi zlewni Młynówka na SW i zlewni Wodry oraz jezior Suchodół, Brody i Nabłocie na NE.

## VI. Dolina Nysy Łużyckiej

Dolina Nysy Łużyckiej na badanym obszarze ma charakter erozyjny. Na południu rozcina Wysoczyznę Żarską, następnie Pradolinę Głogowsko-Barucką, Wał Brody-Drewitz, Równinę Lubszy oraz Gubińską Morenę Czołową. Miąższość aluwów jest niewielka. W dolinie Nysy Łużyckiej prowadzono obserwacje stanu zwierciadła wody w następujących punktach: Markosice (35), Półna (33), Strzegów (39), Janiszowice (27) przez okres 10 lat oraz w punktach: Gubinek (1), Sękowice (4), Polanowice (12), Sadzarzewice (14), w okresie od stycznia 1981 r. do kwietnia 1985 r.

Cechy charakterystyczne:

- strefa aeracji w stosunku do stanów najwyższych waha się w granicach od 0,7 do 2,4 m;



- amplitudy wynoszą od 1,2 do 3,2 m; największą amplitudę zaobserwowano w punkcie Skowice (4), co można wyjaśnić mniejszą przepuszczalnością podłoża gruntowego w tym rejonie;
- z reguły wysokie stany wód gruntowych występowały w kwietniu, a niskie w miesiącach letnich i jesiennych;
- występowanie w ciągu roku jednego maksimum i jednego minimum;
- we wszystkich punktach obserwacyjnych zauważa się tendencję do systematycznego obniżania się zwierciadła wód gruntowych, jedynie stan równowagi utrzymywał się w punkcie Markosice (35).

Charakteryzowane punkty można zaliczyć do typu wahań dolinnych, występujących w obrębie terasów rzecznych i dolinnych. Wielkość amplitud uzależniona jest od stanów wód powierzchniowych w rzece, od wysokości opadów i właściwości filtracyjnych podłoża.

## VII. Pradolina Głogowsko-Barucka

Badany wycinek pradoliny Głogowsko-Baruckiej nosi nazwę Kotliny Barszcia (wg I. Bartkowskiego). Kotlina ta zbudowana jest z utworów piaszczysto-żwirowych, rzecznych tarasów akumulacyjnych (tzw. terasa wysoka i środkowa pradoliny). Kotlina Barszcia charakteryzuje się stosunkowo płaską powierzchnią wyniesioną 80-90 m n.p.m. oraz występowaniem pojedynczych pagórków i wałów wydmych. Od strony NE ograniczona jest wyraźną stromą krawędzią Wału Brody-Drewitz o wysokości do 20 m. W kierunku S wznosi się łagodnie do krawędzi Wysoczyzny Żarskiej.

Mięszość osadów piaszczysto-żwirowych w centralnej części Kotliny Barszcia wynosi ok. 80 m. W granicach Kotliny Barszcia prowadzono obserwację w następujących punktach: Marianka (21), Zasieki (22 i 23), Brożek (24 i 25) oraz posterunek IMGW w Zasiekach. Punkt pomiarowy Brożek (25) usytuowany jest na pagórku, będącym ostańcem wśród pradoliny. Pagórek ten w budowie wewnętrznej wykazuje struktury zaburzone glaci tektonicznie (wychodnie węgla brunatnego). Pomimo, że punkt ten usytuowany jest w obrębie pradoliny, to wykazuje typ wahań charakterystyczny dla strefy pagórków typu ostańców morenowych (patrz wyżej dział II b).

Cechy charakterystyczne dla typu wahań wód gruntowych pradolinnych:

- strefa aeracji w stosunku do stanów najwyższych waha się w granicach od 2,3 do 8,2 metra i uzależniona jest od kształtowania powierzchni terenu;
- amplitudy wahań są niewielkie w granicach 1,0 do 1,9 m;
- w klimatycznych cyklach rocznych nie obserwuje się powtarzalności zmian zwierciadła wody gruntowej. Analizując wykresy wahań można stwierdzić, że w kwietniu 1975 r. jedynie w punkcie Marianka (21) obserwowano stany niskie, natomiast w pozostałych punktach, zwierciadło wody układało się w strefie stanów wysokich. W roku 1976 w kwietniu we wszystkich punktach pomiarowych wystąpiły stany wysokie, w kwietniu 1977, 1984 i 1985 zaobserwowano we wszystkich punktach stany niskie. Na badanym obszarze nie stwierdza się wyraźnych maksimum i minimum w cyklu rocznym. Nie obserwuje się również zależności stanów wód od opadów atmosferycznych;



- w punktach pomiarowych Zasieki (22 i 23) oraz IMGW Zasieki, obserwuje się nieznaczny trend do obniżenia stanów zwierciadła wody gruntowej, co może być spowodowane drenującym charakterem Nysy Łużyckiej na tym odcinku. W punkcie pomiarowym Mariana (21) usytuowanym w pobliżu strefy krawędziowej Wału Brody-Drewitz, stany zwierciadła wody gruntowej są bardziej wyrównane. Na reżim wód gruntowych decydujący wpływ ma miąższość strefy aeracji, miąższość warstwy wodonośnej i jej znaczne rozprężenie.

### VIII. Wysoczyzna Żarska

Badaniami objęto północny fragment Wysoczyzny Żarskiej, graniczący z Kotliną Barszczą. Jest to obszar rzeźby staroglacjalnej, uformowanej procesami rzeźbotwórczymi z okresu zlodowacenia środkowopolskiego i późniejszą denudacją. Powierzchnia terenu wyniesiona jest do 157 m n.p.m. Podłoże geologiczne tworzą osady lodowcowe i wodno-lodowcowe niewielkiej miąższości oraz silnie zaburzone glaciektonicznie osady miocenu i pliocenu z wychodniami węgla brunatnych (np. Tuplice).

Hydrologiczne cechy charakterystyczne:

- strefa aeracji w stosunku do stanów najwyższych waha się w granicach od 1,9 do 4,4 m;
- amplitudy wahań za okres obserwacyjny wynoszą od 0,7 do 1,8 m;
- we wszystkich obserwowanych punktach stany maksymalne występują w kwietniu, jedynie dla punktu Olszyna (43), maksimum wystąpiło wcześniej - w styczniu 1982 r.;
- w rocznym cyklu klimatycznym obserwuje się we wszystkich badanych punktach dwa stany ekstremalne: maksimum w kwietniu lub nieco wcześniej oraz minimum w okresie letnio-jesiennym, przedłużające się niekiedy do wiosny;
- analizując coroczne stany kwietniowe, stwierdza się we wszystkich obserwowanych punktach, stałą tendencję do spadku zwierciadła wód gruntowych, z wyjątkiem stanu zwierciadła wody, w kwietniu 1982 roku w punkcie Kałki Górne (47), gdzie obserwuje się gwałtowny wzrost stanu zwierciadła wody na tle całego wyrównanego okresu obserwacyjnego.

Analizowana dynamika wód gruntowych jest charakterystyczna dla typu wahań wysoczyzn morenowych. Pomimo dużego zróżnicowania litologicznego osadów w strefie przypowierzchniowej, obserwuje się powtarzalność krzywych stanów wód gruntowych, która wskazuje na ich zależność od własności filtracyjnych podłoża. Nie obserwuje się wyraźnego wpływu opadów atmosferycznych (których roczne i półroczne sumy przedstawiono na rys. 1) na stany wód.

#### 3. Mapa rozkładu względnych amplitud zwierciadła wód gruntowych

Dla umożliwienia porównania amplitud wahań w różnych studniach w odmiennych warunkach przyrodniczych, wielkości tych amplitud przedstawiono w postaci współczynnika  $\lambda_A$ , określonego wg wzoru zalecanego przez Konopalcowa A.A. i Siemionowa S.M. (1979)

$$\lambda_A = \frac{A_i - \bar{A}}{A_{\max} - A_{\min}}$$

- $\lambda_A$  - współczynnik względnej wartości rocznych amplitud wahań wód gruntowych  
 $A_1$  - amplituda wahań w rozpatrywanym okresie obserwacyjnym 1975-1985,  
 $\bar{A}$  - średnia wieloletnia wartość amplitud,  
 $A_{\max}$  i  $A_{\min}$  - największa i najmniejsza wartość rocznych amplitud w okresie obserwacji.

Wyniki obliczeń wartości współczynnika  $\lambda_A$  dla poszczególnych punktów obserwacyjnych przedstawiono w tabelach (Archiwum PTPNoZ), natomiast rozkład względnych amplitud ilustruje mapa rys. 3. Ustalenie amplitud względnych było podstawą do rejonizacji obszaru badań i ustalenie rejonów o jednakowej wielkości ich zasilania. Wydzielone rejony o jednakowych względnych z wielolecia amplitudach wahań zwierciadła wód gruntowych (rys. 3) przedstawiają tzw. zasoby regulacyjne tych wód (zasoby dynamiczne zmienne).

Na mapie (rys. 3) wydzielono obszary o wartości współczynnika  $\lambda_A$ : poniżej 1, w granicach od 1,0 do 1,5; 1,5 do 2,0 i ponad 2,0. Wartość współczynnika względnego  $\lambda_A$  obrazuje nam wielkość zasilania wód gruntowych na danym obszarze. W miarę wzrostu współczynnika  $\lambda_A$  zmniejsza się zasilanie poziomu wodonośnego. Obszary o ograniczonym zasilaniu, tj. ze współczynnikiem  $\lambda_A$  powyżej 1,0; pokrywają się ze zmiennością dynamiki wahań wód gruntowych, jak np. ze strefą pagórków typu ostańców z zaburzonymi strukturami geologicznymi lub z obszarem dynamiki typowej dla wysoczyzn morenowych.

Obszary o współczynniku amplitud względnych mniejszym od 1, charakteryzują się nieograniczonym rozprzestrzenianiem warstwy wodonośnej i jej znaczną miąższością jak np. Kotlina Barszcia, Wał Brody-Drewitz, dolina Nysy Łużyckiej i obszary Równiny Lubczy z pokrywami zandrowymi.

#### 4. Mapa hydroizohips I czwartorzędowej warstwy wodonośnej

Mapy takie sporządzano corocznie wg stanu na 1 kwietnia. Układ hydroizohips na wszystkich mapach jest zbliżony, z tym, że obserwuje się niewielkie przesunięcia w zależności od stanu wód gruntowych. Analizy map hydroizohips wykazują przebieg wododziałów zlewni podziemnych oraz charakter rzek i potoków.

Na badanym obszarze wyraźne wododziały zlewni podziemnych występują (rys. 2):

- wzdłuż osi topograficznej Wału Brody-Drewitz, rozdzielając zlewnię podziemną Młynówki i Wodry;
- na linii Witaszkowo (11), Sierńsk (39), Jasienica (46) oddzielający zlewnię Wodry i Lubicy.

Oprócz wyżej wymienionych, lokalne obszary wododziałowe występują w strefach morfologicznych pagórków - ostańców morenowych. Rzeki i cieki przepływające przez badany obszar: Nysa Łużycka, Lubica, Wodra, Młynówka i inne mają charakter drenujący w stosunku do wód podziemnych, powodując systematycznie zubożenie zasobów tych ostatnich. Skomplikowany, kręty przebieg rzeki Wodry oraz hydroizohips I czwartorzędowej warstwy wodonośnej jest wymuszony rzeźbą powierzchni terenu oraz zróżnicowaną litologiczną budową geologiczną.



## 5. Podsumowanie i wnioski

1. Przeprowadzone badania stanu zwierciadła wód gruntowych w okresie 1976 - 1986 oraz analiza materiałów podstawowych pozwoliły na:
  - uchwycenie stanów ekstremalnych pierwszego czwartorzędowego poziomu wód gruntowych na badanym obszarze, tym bardziej, że lata 1976, 1977 i 1978 ze względu na ilość opadów należy zaliczyć do lat suchych;
  - wydzielenie typów wahań wód gruntowych i ich powiązanie z regionami i subregionami geomorfologicznymi i fizyczno-geograficznymi;
  - określenie stref stanów średnich oraz względnych amplitud wahań zwierciadła wód gruntowych, co umożliwia prognozowanie metodami statystycznymi, reżimu wód gruntowych i ustalenie wielkości rocznych zasobów regulacyjnych.
2. Na obszarze Równiny Lubszy we wszystkich punktach obserwacyjnych, z wyjątkiem studni pomiarowych usytuowanych w strefach pagórków, stwierdzono systematyczny trend do stałego obniżania się poziomu wód gruntowych. Podobny trend obserwuje się w punktach obserwacyjnych usytuowanych w granicach Wysoczyzny Żarskiej. Trendy do obniżania się zwierciadła wód gruntowych stwierdzono także w punktach obserwacyjnych w Zasiekach (nr 22 i 23) oraz w punkcie IMGW (Zasieki), położonych w pobliżu koryta rzeki Nysy Łużyckiej. Sytuacja taka prowadzi do stałego systematycznego zmniejszania się zasobów odnawialnych (regulacyjnych) wód gruntowych. Zmiany stanów wód gruntowych w ogromnej większości przypadków bardzo słabo lub z dużym, kilkumiesięcznym opóźnieniem, reagowały na zwiększone opady atmosferyczne. Związek taki występował jedynie w punktach pomiarowych usytuowanych w bezpośrednim sąsiedztwie rzek i cieków wodnych.
3. Rzeki przepływające przez obszar badań: Lubsza, Wodra, Strąg, Młynówka, Nysa Łużycka oraz drobne cieki - w stosunku do pierwszego poziomu wód gruntowych - mają charakter drenujący. Podkreślić należy, że cała równina Lubszy pochylona jest w kierunku NW, tj. ku dolinie Nysy Łużyckiej i pokryta gęstą siecią hydrograficzną - tworząc rozległy obszar odpływowy, drenujący pierwszy poziom wód gruntowych Równiny Lubszy oraz terenów otaczających: Wału Brody-Drewitz, Ostańców Lubsko-Bobrowickich, Pagórków Kaniowskich i Gubińskiej Moreny Czołowej.
4. Dla powstrzymania trendów stałego obniżania się pierwszego poziomu wód gruntowych, celowym jest tworzenie rezerw wodnych, tzw. małej retencji na rzekach i strumieniach, na obszarze Równiny Lubszy.
5. Na podstawie analizy budowy geologicznej i stosunków hydrologicznych oraz uwzględnienia wyników obserwacji i obliczeń dotyczących dynamiki wód podziemnych, wydzielono w granicach obszaru badań regiony hydrogeologiczne i dokonano oceny ich zasobów. W trzeciorzędzie wydzielono trzy użytkowe horyzonty wodonośne:
  - oligoceński, o miąższości od kilku do 20 m,
  - mioceni podwęglowy, o miąższości od kilkunastu do 30 m,
  - mioceni nadwęglowy, o zmiennej miąższości.



Ze względu na tektonikę i sposób ułożenia warstw wodonośnych poziomów trzeciorzędowych, a szczególnie horyzontu miocenskego górnego, nadwęglowego wydzielono obszary:

- z intensywną glacitektoniką, z zaburzonym zaleganiem horyzontów wodonośnych (Gubińska Morena Czołowa, Wysoczyzna Żarska, Ostańce Lubsko-Bobrowickie),
- z horyzontalnie zalegającymi poziomami wodonośnymi.

Wśród osadów czwartorzędowych występuje z reguły jeden użytkowy poziom wodonośny. Na szczególną uwagę zasługuje zbiornik wód podziemnych, obszarowo pokrywający się z granicami Kotliny Barszcia (rys. 2).

Powierzchnia tego zbiornika wynosi około  $140\text{km}^2$ , a miąższość wodonośca zmienia się w granicach od 50 do 80 m. Zasoby statyczne wód podziemnych omawianego zbiornika, wynoszą około  $2,16 \cdot 10^9 \text{ m}^3$ .

Jakość wód omawianego regionu odpowiada wymogom norm dla wód pitnych. Zasilanie wód podziemnych Kotliny Barszcia odbywa się:

- z opadów atmosferycznych,
- z dopływów wód podziemnych z obszarów Wału Brody-Drewitz i z Wysoczyzny Żarskiej,
- z dopływów wód podziemnych z Lubskiego odcinka Pradoliny Głogowsko-Baruckiej.

Na obszarze Kotliny Barszcia występuje jeden z największych zbiorników wód podziemnych w Polsce południowo-zachodniej, wód wysokiej jakości i powinien być objęty ścisłą ochroną.

6. Wyniki badań i obserwacji powinny być spopularyzowane w celu ich wykorzystania:

- przy opracowaniach zagospodarowania przestrzennego,
- w projektowaniu zaopatrzenia w wodę,
- w projektowaniu obiektów melioracyjnych i gospodarki wodnej,
- przy projektowaniu obiektów budowlanych i inżynierskich.

#### Literatura

- [ 1 ] Bartkowski T. (1961): O granicy zlodowacenia bałtyckiego w okolicy Lubska (północna krawędź Wysoczyzny Żarskiej). Sprawozdanie PTPN nr 1 Poznań.
- [ 2 ] Bartkowski T. (1963): O formach rozcięcia marginalnego i niektórych formach strefy marginalnej na Nizinie Wielkopolskiej. Badania nad Polską Zachodnią T. XI Poznań.
- [ 3 ] Ciuk E. (1953): O zjawiskach glacitektonicznych w utworach plejstocenijskich i trzeciorzędowych na obszarze Polski zachodniej i północnej. Z badań czwartorzędu w Polsce. T. 6. Biul. PIG Nr 70 Warszawa.
- [ 4 ] Cizyński J. i Zesół (1975): Analiza warunków hydrologicznych rejonu Półna-Zasłuki, woj. zielonogórskie dla potrzeb modelowania hydrologicznego mającego na celu ustalenie wpływu kopalni węgla brunatnego NRD na stosunki wodne w PRL Wyk.: Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej, Warszawa - archiwum IMiGW.
- [ 5 ] Dyjor St. (1964): Wykształcenie trzeciorzędowej formacji węgla brunatnego Wysoczyzny Żarskiej. Węgiel brunatny Rok VI Zeszyt 1. Wrocław.



- [ 6] Kleczkowski A.S. (1979): Hydrologia ziem wokół Polski. Wydawnictwo Geologiczne, Warszawa.
- [ 7] Konopalczew A.A., Siemionów S.M. (1979): Prognozowanie i kartograficzne odwzorowanie reżimu wód gruntowych. Wydawnictwo Geologiczne, Warszawa.
- [ 8] Krygowski B. (1956): O dwóch nowych podziałach na regiony geograficzne Niziny Wielkopolsko-Kujawskiej. Badania Fizjograficzne na Polskę Zachodnią, T. III Poznań.
- [ 9] Krygowski B. (1961a): Województwo zielonogórskie. Rzeźba i geologia.
- [10] Krygowski B. (1961b): Geografia fizyczna Niziny Wielkopolskiej. Część I, Geomorfologia. Poznań.
- [11] Lubuskie Towarzystwo Naukowe (1972): Atlas województwa zielonogórskiego. Wyd. Geol.
- [12] Metryki otworów wiertniczych zebrane w Woj. Archiwum Geologicznym w Zielonej Górze i arch. "Kombinatu Geologicznego". Wrocław.
- [13] Pichiewicz St., Budny K., Hryniewski J., Juszczyk J., Troć Z. (1967): Surowce mineralne powiatu Lubsko i możliwości ich wykorzystania. Wyk. LTN, Archiwum Urzędu Woj. Zielona Góra.
- [14] Pinniekier J.W. (1979): Ochrona podziemnych wód, Izd. "Nauka" Sibirskoje Otdielnie Nowosibirsk.
- [15] Prawdzic K., Koźmiński Cz. (1972): Agroklimat województwa zielonogórskiego, Zielona Góra.
- [16] Sokołowski J. (1965): Mapa strukturalno-geologiczna Polski. Skala 1 : 50 000. Warszawa.
- [17] Stankowski W. (1976): Rozwój środowiska fizyczno-geograficznego Polski. Wyd. PWN. Warszawa.
- [18] Stanisławczyk J. (1979): Budowa geologiczna Pradoliny Warszawsko-Berlińskiej w obrębie województwa zielonogórskiego. WSiInż. Zeszyty Naukowe nr 29. Zielona Góra.
- [19] Praca zbiorowa pod redakcją prof. Żurawskiego M. (1982): Studium stosunków wodnych międzyrzecza Nysy Łużyckiej, Lubicy i Strąga. Maszynopis. Arch. PTPNoZ - Zielona Góra.
- [20] Wiszniewski W. (1953): Atlas opadów atmosferycznych w Polsce 1891-1930, PWN. Warszawa.
- [21] Wróbel I. i Zespół (1977): Uproszczona inwentaryzacja surowców mineralnych gminy i miasta Gubin. PTPNoZ Zielona Góra.
- [22] Wróbel I., Wróbel I. (1979) Zarys budowy geol. i stosunków hydrogeologicznych osadów kenozoicznych południowo-zachodniej części Wzniesień Gubińskich. Zeszyty Naukowe WSiInż. Budownictwo nr 59. Zielona Góra.

- [23] Wróbel I., Wróbel I. (1980): Zarys budowy geologicznej i stosunków hydrogeologicznych w rejonie Gubińskiej Moreny Czołowej. Mat. na III Sympozjum Glacitektoniki. Zielona Góra.
- [24] Dr. Ziegenhardt, dr. Klinger: Abschluß - dokumentation 12 Pegelbohrungen in Gebiet Póżna-Zasieki VR Polen Welzow 30.07.1985. Maszynopis Arch. Geol. Urzędu Woj. w Zielonej Górze.

---

Dr inż. Ireneusz Wróbel - Wyższa Szkoła Inżynierska w Zielonej Górze

Andrzej Jędrzak, Ireneusz Wróbel

WPLYW NA ŚRODOWISKO SKŁADOWISKA ODPADÓW  
Z PRODUKCJI WEŁNY MINERALNEJ

Streszczenie

W artykule w oparciu o badania terenowe i laboratoryjne dokonano oceny poprawności wyboru lokalizacji pod wysypisko odpadów z produkcji wełny mineralnej oraz oceniono stopień toksyczności odpadów składowanych na wysypisku. W ciągu roku od chwili uruchomienia wysypiska prowadzono badania jego wpływu na wody powierzchniowe i podziemne, glebę i powietrze atmosf. W wodach zaobserwowano nieznaczny wzrost zawartości fenolu w stosunku do tła, w glebach nie stwierdzono zmian jego stężenia. Toksyczność wyciągów wodnych z badanych odpadów jest średnio 5 razy mniejsza niż toksyczność wyciągów wodnych z zużytych mas formierskich zakładów odlewniczych i około 2 razy mniejsza niż dla odcieków z wysypiska komunalnego. Podwyższone zawartości fenolu i formaldehydu stwierdzono w powietrzu atmosferycznym. Jednoroczne badania poszczególnych komponentów środowiska są zbyt krótkie dla ostatecznej, jednoznacznej oceny wpływu wysypiska na środowisko.

ON THE INFLUENCE OF A MINERAL WOOL WASTES DUMP ON THE ENVIRONMENT

Summary

The paper presents on the basis of field and laboratory studies an evaluation of correct planning of a mineral wool wastes dump localisation and an estimation of toxicity of this waste. During one year from the beginning of the mineral wool wastes dumping the investigations on its influence on surface and underground waters, soils and atmospheric air were carried out. In the waters a small increase of phenol content in relation to the background level have been observed, but no in the soils. The toxicity of the water extracts from the mineral wool wastes were at the average 5 times smaller than the toxicity of such extracts from moulding sand wastes and about 2 times smaller than the eluate from a sanitary landfill dump. In the atmospheric air an increased content of phenol and formaldehyde was found. The one year investigations, however, are too short for working out an accurate evaluation of the influence of the wastes dump the particular components of the environment.

I. Wstęp

Wełna mineralna jest cenionym i poszukiwanym w budownictwie materiałem izolacyjnym. Do jej produkcji wykorzystuje się następujące surowce podstawowe:

- bazalt,
- koks odlewniczy,
- żywice fenolowo-formaldehadowo-mocznikowe,
- olej impregacyjny,
- olej napędowy,
- wodę amoniakalną,
- folię termokurczliwą.



W procesie produkcji wełny mineralnej powstają uciążliwe dla środowiska naturalnego odpady. Uciążliwość odpadów wynika z ich ilości i składu chemicznego - zawierają bowiem fenol i formaldehyd. Przy produkcji 60 tys. ton wyrobów gotowych (4 linie technologiczne), powstaje rocznie około 30 tys. ton odpadów poprodukcyjnych. W tej sytuacji idealnym rozwiązaniem byłoby zwracanie odpadów z produkcji wełny mineralnej do pieca szybowego, jako dodatku do wsadu, w postaci wcześniej uformowanych brykietów. Niestety problem ten dotychczas nie został rozwiązany. Jedynym wyjściem z tej sytuacji jest gromadzenie odpadów poprodukcyjnych na specjalnie przygotowanych składowiskach po uprzednim ich leżakowaniu w czasie około 4 - 6 tygodni na składowisku zakładowym wyposażonym w kanalizację do odprowadzenia zafenolowanych odcieków.

Rodzaje odpadów technologicznych powstających w zakładzie zestawiono w tabeli 1.

Wybór lokalizacji wysypiska odpadów przemysłowych w przypadku kiedy odpady zawierają domieszki toksyczne, musi być poprzedzony specjalnym studium przyrodniczym. Władze lokalne niechętnie udzielają zezwoleń na składowanie toksycznych odpadów, na gdy wytypowana lokalizacja spełniała wszystkie niezbędne warunki dla ochrony środowiska przyrodniczego.

W literaturze brak jest danych dotyczących wpływu składowania odpadów poprodukcyjnych pochodzących z produkcji wełny mineralnej na poszczególne komponenty środowiska:

- atmosferę,
- wody powierzchniowe,
- wody podziemne,
- glebę,
- świat roślinny i zwierzęcy.

W tej sytuacji po wybudowaniu i uruchomieniu produkcji (1986) w jednym z zakładów produkujących wełnę mineralną, zaprogramowano prowadzenie systematycznych badań w strefie ochronnej składowiska odpadów technologicznych. Strefa ta obejmuje obszar o promieniu 300 m, licząc od zewnętrznych konturów wyrobiska przeznaczonego pod wysypisko (rys. 1).

Zakres badań obejmował wykonanie:

- analiz wyciągów wodnych z odpadów technologicznych powstających w procesie produkcji wełny mineralnej;
- analiz prób powietrza atmosferycznego w wyrobisku i jego strefie ochronnej;
- analiz wód powierzchniowych i podziemnych pobranych:
  - ze studni kontrolnej na składowisku,
  - ze studni i zbiorników wód powierzchniowych znajdujących się w strefie ochronnej;
- analiz prób gleby z rejonu wysypiska.

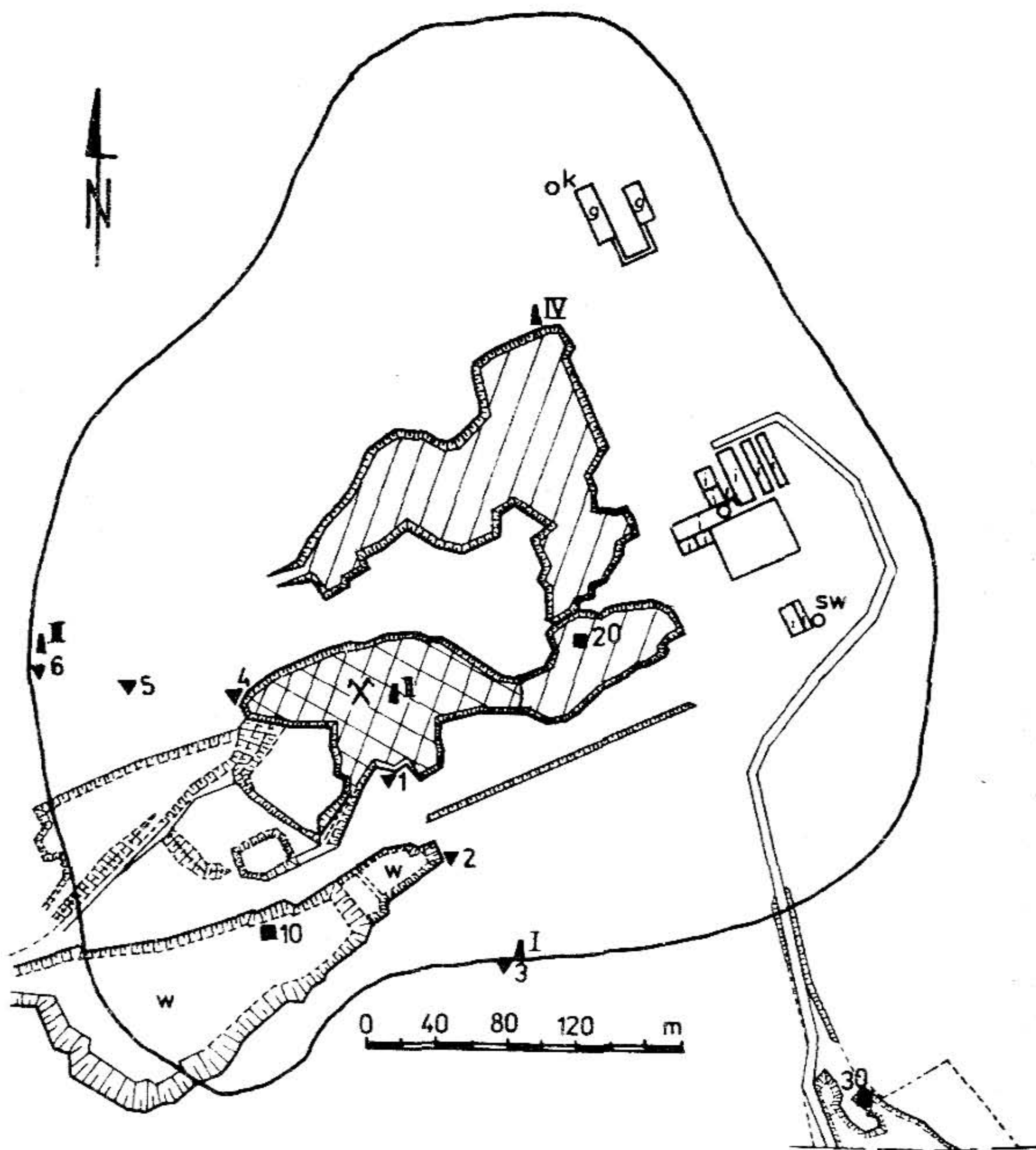
Przeprowadzono także badania wpływu substancji toksycznych zawartych w wyciągach wodnych z odpadów na rozwielitkę.

Przed rozpoczęciem składowania odpadów poprodukcyjnych na etapie przygotowania dokumentacji projektowej wysypiska, przeprowadzono wstępne badania wód powierzchniowych i podziemnych oraz gleby. Uzyskane wyniki stanowią tło porównawcze dla określenia faktycznego wpływu odpadów technologicznych z produkcji wełny mineralnej, na poszczególne komponenty środowiska.

Tabela 1

## ODPADY TECHNOLOGICZNE POWSTAJĄCE PRZY PRODUKCJI WEŁNY MINERALNEJ

Odpady na składowisko; S	L.p.	Rodzaj odpadów	Ciężar właściwy	Ciężar nasypowy
			t/m <sup>3</sup>	t/m <sup>3</sup>
S	1	Wsad z pieca szybowego	1,5	-
S	2	Skrzepy bazaltu	2,2	-
S	3	Nierozwłóknione części lawy, włókno min. spod rozwłóknarki	1,5	-
S	4	Żelazo w kawałkach	6,0	-
S	5	Osad z mycia siatki komory osadniczej	1,2	-
S	6	Włókno luzem z siatki osadniczej	1,2	-
S	7	Pył dymnicowy	-	0,8
S	8	Pył min. ze stacji odpylania linii	-	0,24
S	9	Pył min. z węzła granulacji odpadów	-	0,24
S	10	Włókno min. z komór filtracyjnych	-	0,24
S	11	Zużyte wkłady filtracyjne z komór filtracyjnych	0,08	-
S	12	Zużyte wkłady filtracyjne z filtra spalin	0,08	-
S	13	Zużyte opakowanie po materiałach sypkich	ok. 1	-
S	14	Osady z filtrów żywicy i ścieków	1,5	-
S	15	Nieudane szarże żywicy	1,3	-
S	16	Zużyte katalizatory	ok. 2	-
S	17	Osady ściekowe zafenolowane + złoże	1,5	-
S	18	Osady z Zakładu Uzdatniania Wody	1,18	-
S	19	Osady z osadnika błota i smarów	1,18	-
	20	Osad nadmierny i skratki	1,18	-
S	21	Osady z osadnika wód deszczowych	1,18	-
	22	Odsiany bazalt	3,0	-
	23	Odsiany koks	1,9	0,5



Objaśnienia: 1 — zasięg strefy ochronnej wysypiska; 2 — teren wysypiska; 3 — projekt. wysypisko II etapu; 4 — o<sup>sw</sup> studnia wiercona; o<sup>k</sup> studnie kopane; 6 ■ 20 m-sca poboru prób wód powierzchniowych; 7 ▼ m-sca poboru prób gleby; 8 ■ m-sca poboru prób powietrza atmosferycznego.

Rys. 1. Wysypisko odpadów technologicznych z produkcji wełny mineralnej



## II. Krótka charakterystyka fizjograficzna wysypiska

### 1. Budowa geologiczna

Wytypowanie miejsca na składowisko odpadów technologicznych z produkcji wełny mineralnej poprzedzone zostało wykonaniem studium lokalizacyjnego. Wysypisko to usytuowano w gliniankach po nieczynnej cegielni, położonych około 5 km od zakładu produkującego odpady i około 4 km od niewielkiego miasteczka. Spośród kilku, wybrano gliniankę najstarszą i najgłębszą (około 14 m). Glinianki położone są w strefie lubuskiej wysoczyzny morenowej, na terenie lekko pofalowanym, wyniesionym do rzędnych 95 - 98 m n.p.m. Powierzchnię terenu budują gliny morenowe o znacznej miąższości, z lokalnymi pokrywami osadów piaszczysto-zwirowych, wodnolodowcowych o miąższości do dwóch metrów (rys. 2, 3, 4). Przeprowadzone w rejonie wyrobiska przeznaczonego pod wysypisko odpadów przemysłowych szczegółowe badania geologiczne wykazały, że w najstarszym wyrobisku eksploatowano gliny pylaste drobnolaminowane, brunatne z domieszką pyłu węgla brunatnego (rys. 3, tab. 2, 3, 4, 5, 6, 7 - próba 1).

Powyżej tych glin w profilu zalegają utwory piaszczysto-gliniaste, ciemnożółte będące gliną piaszczystą na pograniczu gliny piaszczystej zwięzłej (rys. 3, tab. 2, 3, 4, 5, 6, 7 - próba 3). W sąsiednich gliniankach odsłaniają się wychodnie żółtych glin morenowych ostatniego zlodowacenia (rys. 3, tab. 2, 3, 4, 5, 6, 7 - próby 3 i 4).

Budowa geologiczna rejonu wysypiska jest dość skomplikowana a układ przestrzenny warstw ilustruje przekrój przedstawiony na rys. 4.

Budujące rejon wysypiska - osady gliniaste charakteryzują się współczynnikami wodoprzepuszczalności rzędu  $10^{-6}$  -  $10^{-8}$  m/s, co czyni je praktycznie nieprzepuszczalnymi. Jedynie w górnych powierzchniowych fragmentach profilu geologicznego, tam gdzie w strefie glin zalegają osady piaszczyste, wartość współczynników filtracji wzrasta osiąg.  $10^{-4}$  -  $10^{-5}$  m/s. Dla pełnego zabezpieczenia środowiska przed rozprzestrzenieniem się zanieczyszczeń, skarpy glinianki, na etapie budowy wysypiska, uszczelniono 0,3 m warstwą iłu.

### 2. Gleby

Przed rozpoczęciem składowania na wysypisku odpadów pobrano z powierzchniowej części profilu glebowego cztery próby. Próbę nr 1 pobrano w odległości około 3 m, a próbę nr 2 w odległości około 50 m w kierunku południowym od skarpy przyszłego składowiska.

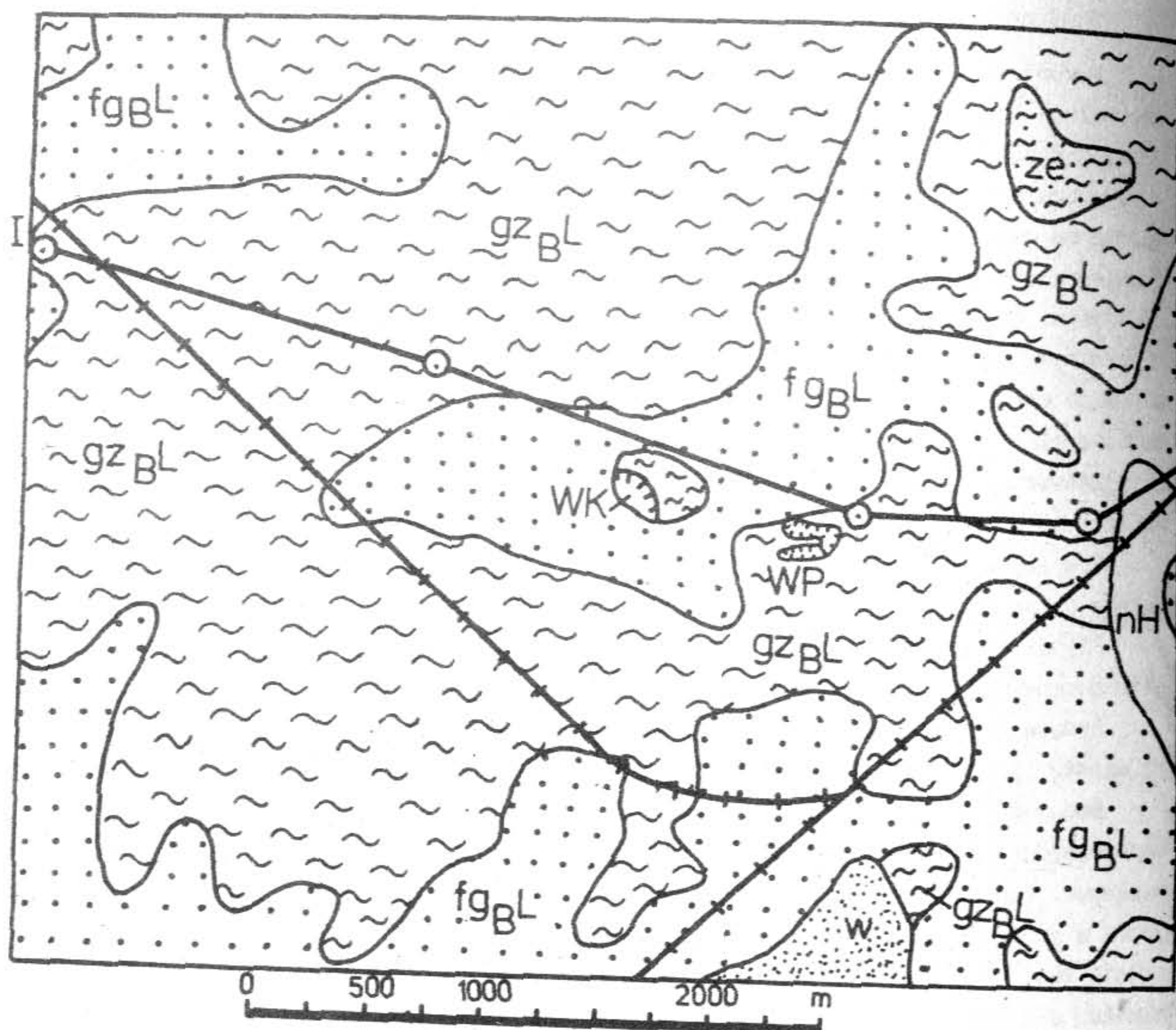
Próbę nr 3 na zachodniej krawędzi wysypiska, a próbę nr 4 w odległości około 100 m. Badane gleby pod względem składu mechanicznego to piaski gliniaste, lekkie (próby nr 1, 2 i 3) oraz piasek gliniasty mocny (próba 4) - tabela 4. Uziarnienie tych gleb jest typowe dla podłoża morenowo zwałowego.

Charakterystycznymi własnościami badanych gleb są:

- niska zawartość próchnicy,
- słabe własności sorpcyjne,
- silne zakwaszenia (za wyjątkiem próby 1).

Wynikiem silnego zakwaszenia gleb jest obecność w nich glinu ruchomego.

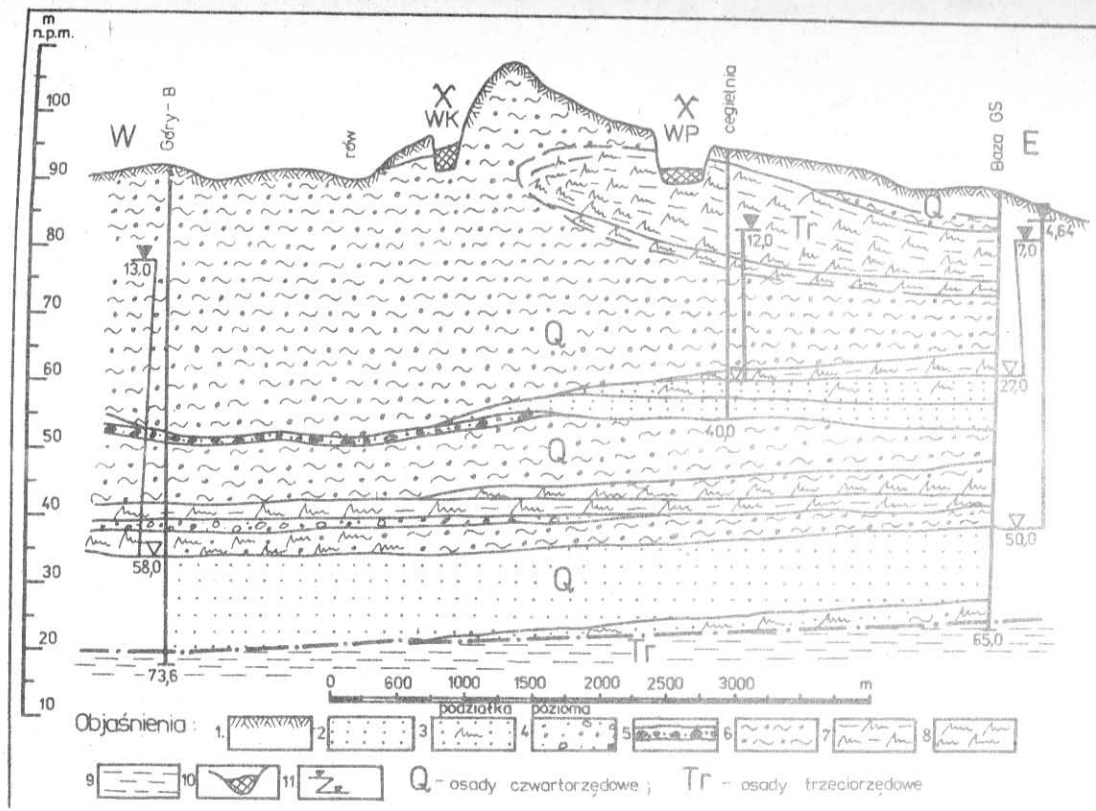




OBJAŚNIENIA: 1 nH 2 w 3 fg 4 gz 5 ze

Holocen: 1 - namuty, torfy; 2 - piaski eoliczne w wydmach; Plejstocen, zlodowacenie bałtyckie - faza leszczyńska ( $B^L$ ); 3 - piaski i żwiry wodnolodowcowe; 4 - gliny zwałowe i jej rezydwa; 5 - eluwia glin zwałowych. WK - wysypisko stałych odpadów komunalnych  
WP - wysypisko stałych odpadów przemysłowych  
○ - wiercenia badawcze; I — ○ — I — linia przekroju geologicznego.

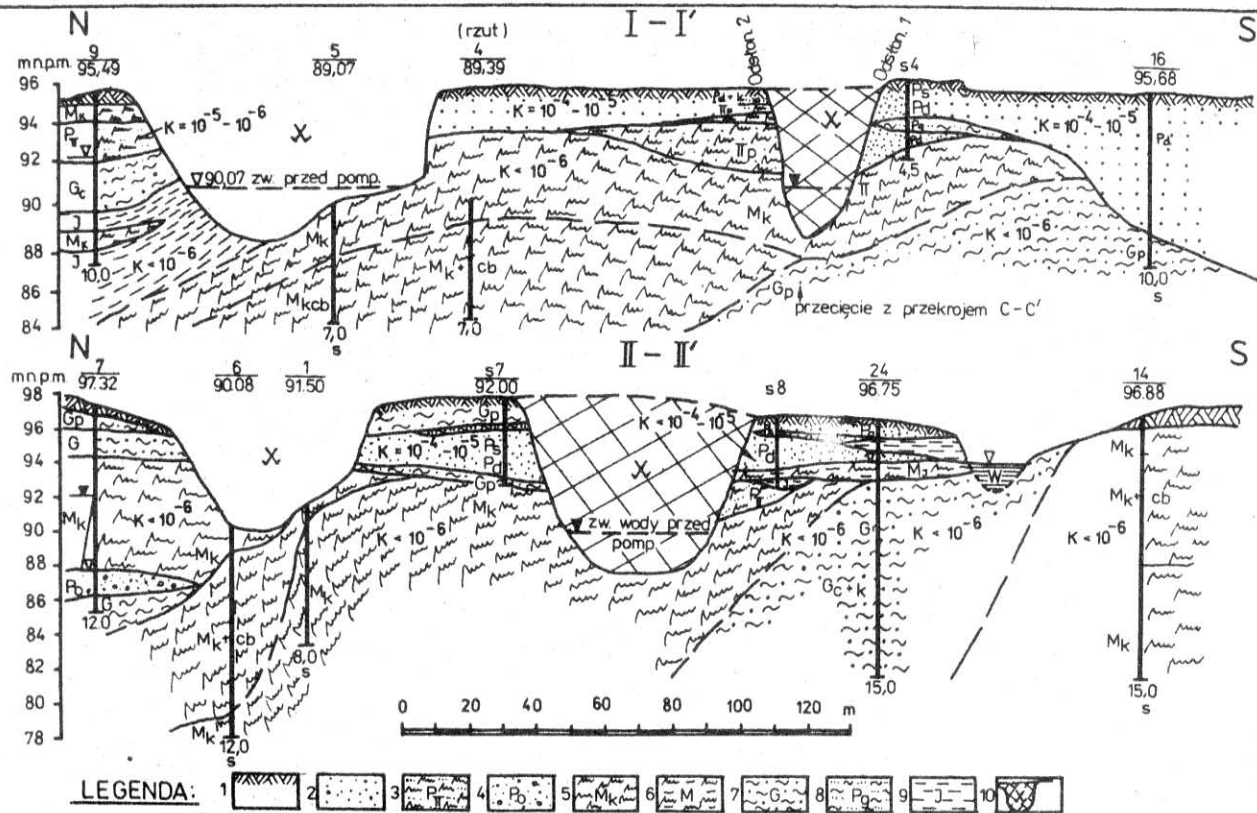
Rys. 2. Poglądowa mapa geologiczna



1. gleba; 2. piaszki; 3. piaszki z dom. młku; 4. żwir, pospółki; 5. bruk morenowy; 6. glina morenowa;  
7. iły pylaste; 8. muki; 9. iły; 10. wysypiska odpadów; WK - komunalnych; WP - przemysłowych;  
11. horyzonty wód podziemnych: ▽ - nowercyony, ▼ - ustalizowany.

Rys. 3. Regionalny przekrój hydrogeologiczny przez rejon wysypiska





1- gleba, nasypy ; 2- piaski, dr-drobne, Ps-średnie, Pr-grubziarniste, ż-ż dom. żwiru ;  
 3- piaski pylaste ; 4- pospółtki ; 5- mutki (pyły) zwarte  $M_k + cb$  z dom. okruchów węgla brunatnego ; 6- mutki (pyły) ilaste ;  
 7- gliny, Gp-gliny piaszczyste, Gc-ciężkie, G+k-z tłoczakami ; 8- piaski glinaste ; 9- ropy ; 10- gliniarki do zasypiania odpadem przemysłowym.

**Rys. 4. Szczegółowy przekrój morfologiczno-geologiczny przez wysypisko odpadów przemysłowych**

Tabela 2

## SKŁAD GRANULOMETRYCZNY OSADÓW GLINIASTYCH

Nr próby	Rodzaj gruntu	części szkieletowe %	Procentowa zawartość frakcji w mm		
			frakcja piaskowa	frakcja pyłowa	frakcja ilowa
			1,0 - 0,05	0,05 - 0,006	0,006 - 0,002
1	G	0,0	13	76	11
2	G	1,3	48	35	17
3	G/G <sub>p</sub>	2,0	52	28	20
4	G <sub>p</sub> /G <sub>pz</sub>	2,7	43	40	17

Tabela 3

## WŁAŚCIWOŚCI CHEMICZNE OSADÓW GLINIASTYCH Z REJONU WYSYPISKA ODPADÓW PRZEMYSŁOWYCH

Nr próby	Wilgotność %	straty przy prażeniu	SiO <sub>2</sub>	Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	CaO	MgO	C org wg Turina	CO <sub>2</sub>	Sole rozp. w H <sub>2</sub> O	siarczany
		% s.m.									mg/kg
1	1,77	10,18	64,29	18,50	2,21	1,25	1,18	8,5	0,052	0,11	8
2	1,57	4,71	70,66	8,65	3,53	5,34	1,50	0,44	4,0	0,15	8,5
3	1,65	1,91	77,34	9,06	3,30	2,18	0,44	0,25	0,0	0,28	12,0
4	2,11	3,30	63,18	9,66	3,84	8,37	0,98	0,29	6,7	0,045	6,0



Tabela 4

## SKŁAD GRANULOMETRYCZNY GLEB

Nr próby	% części szkieletowych	Procentowa zawartość frakcji w mm						
		1,0-0,1	0,1-0,05	0,05-0,02	0,02-0,006	0,006-0,002	0,002	0,02
1	1,2	76	9	4	4	6	1	11
2	2,2	72	10	7	4	7	0	11
3	3,8	71	11	5	6	6	1	13
4	3,1	62	13	9	5	8	3	16

Tabela 5

## ODCZYN, WŁASNOŚCI SORBCYJNE, ZAWARTOŚĆ SUBSTANCJI ORGANICZNEJ I GLINU WYMIENNEGO W GLEBACH

Nr próby	subst.org. wg Turina %	Straty przy praże- niu, %	Odczyn (pH)		Hn mVal /100g gleby	S	T	V %	Al mg/100g gleby
			H <sub>2</sub> O	KCl		mVal/100 g gleby			
1	1,35	1,53	5,9	4,3	3,0	2,5	5,5	45,4	0,09
2	1,59	1,62	4,1	3,4	4,1	2,0	6,1	32,7	6,93
3	0,95	1,39	4,1	3,6	3,6	0,5	4,1	20,0	5,13
4	1,16	1,66	4,2	3,7	3,8	0,2	4,0	5,0	5,40

## ZAWARTOŚĆ MAKROELEMENTÓW W GLEBACH

Nr próby	Formy przyswajalne w ppm		Formy ogólne w ppm					Stosunek
	P	K	N	P	K	C <sub>a</sub>	Na	C/N
1	90,9	44	656	442	228	55,4	45	7,5
2	34,0	30	758	510	278	56,2	63	7,6
3	34,0	40	712	493	306	38,8	58	4,9
4	19,8	35	684	553	356	49,8	67	6,2

Tabela 7

## ZAWARTOŚĆ FENOLU I FORMALDEHYDU W GLEBACH

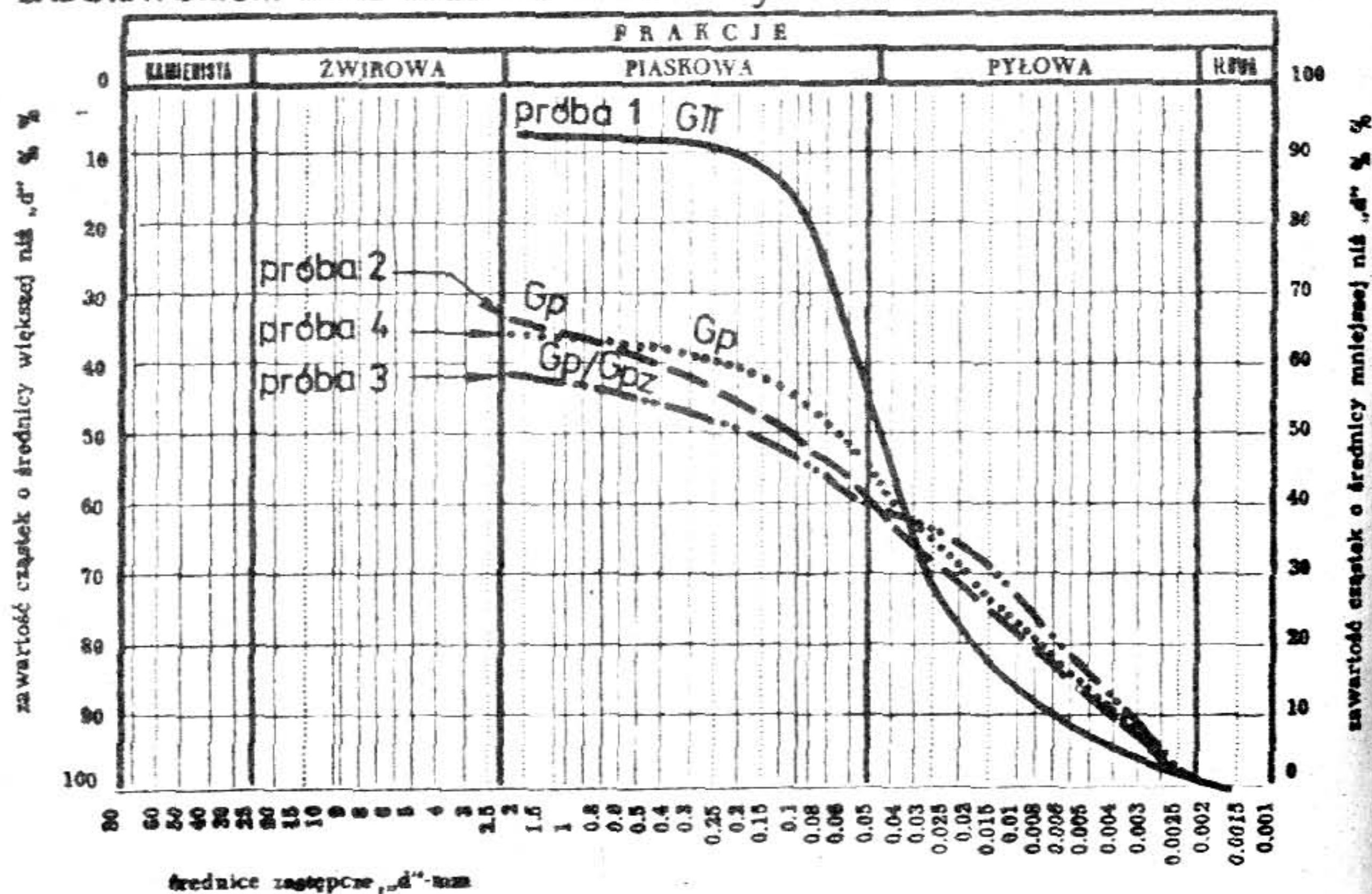
Nr próby	Fenol, mg/kg	Formaldehyd, mg/kg
1	0,39	2,6
2	0,11	1,3
3	0,38	0,9
4	0,16	2,0



## WYKRES UZIARNIENIA GRUNTU

Temat Wysypisko odpadów przemysłowych

LABORATORIUM W.S.Inż. w Zielonej Górze



Rys. 5. Krzywe granulometryczne gruntów spoistych

## 3. Wody podziemne i powierzchniowe

W bezpośrednim sąsiedztwie składowiska odpadów w profilu geologicznym nie stwierdza się występowania wód gruntowych. Pierwszy poziom wód gruntowych o swobodnym zwierciadle występuje lokalnie i ma ograniczone rozprzestrzenienie. Na tym poziomie bazują dwie płytkie studnie: szybowa o głębokości 5,80 m na terenie byłej cegielni i płytka studnia kopana o głębokości około 3,4 m znajdująca się na prywatnej posesji, w odległości około 500 m na północ od wysypiska. Wykonane w 1985 roku przez W.O.B. i K.Ś. w Zielonej Górze badania wody z tych studni wykazują, że woda ze studni szybowej z terenu cegielni charakteryzowała się odczynem obojętnym, średnią twardością, niską utlenialnością ( $3,4 \text{ mg O}_2/\text{dcm}^3$ ), średnią zawartością siarczanów ( $102 \text{ mg SO}_4/\text{dcm}^3$ ), niską zawartością chlorków ( $15 \text{ mg Cl}/\text{dcm}^3$ ) i żelaza ogólnego ( $0,08 \text{ mg Fe}/\text{dcm}^3$ ) oraz suchą pozostałością ogólną wynoszącą  $400 \text{ mg}/\text{dcm}^3$ . Studnia na prywatnej posesji posiadała wodę znacznie gorszej jakości charakteryzującą się: zwiększoną utlenialnością ( $8 \text{ mg O}_2/\text{dcm}^3$ ), podwyższoną zawartością siarczanów ( $269 \text{ mg SO}_4/\text{dcm}^3$ ), znaczną zawartością manganu ( $0,35 \text{ mg Mn}/\text{dcm}^3$ ), bardzo dużą ilością azotanów ( $21,60 \text{ mg NO}_3/\text{dcm}^3$ ) i bardzo wysoką suchą pozostałością ( $1136 \text{ mg}/\text{dcm}^3$ ).

W studni na terenie cegielni nie wykryto fenoli, natomiast w studni na prywatnej posesji stwierdzono obecność fenoli w ilości  $0,005 \text{ mg}/\text{dcm}^3$ .



Wody podziemne wgłębne o charakterze subartezyjskim występują w omawianym rejonie w dwóch warstwach na głębokości 40 - 50 m i około 70 - 80 m p.p.t. (rys. 3). Wody te od powierzchni są chronione grubymi pokładami glin pylastych i piaszczystych. Na terenach byłej cegielni znajduje się studnia wiercona o głębokości około 12,3 m p.p.t. Wykonane badania wykazały, że jest to woda mętna, twarda o odczynie obojętnym, niskiej utlenialności oraz zwiększonej zawartości: siarczanów ( $165 \text{ mg SO}_4/\text{dcm}^3$ ), chlorków ( $81 \text{ mg Cl}/\text{dcm}^3$ ), azotu amonowego ( $0,30 \text{ mg NH}_4/\text{dcm}^3$ ) i azotanów ( $0,22 \text{ mg NO}_3/\text{dcm}^3$ ). Woda zawiera ponadto: fenol w ilości  $0,01 \text{ mg}/\text{dcm}^3$  oraz bardzo duże ilości żelaza ogólnego ( $4,70 \text{ mg Fe}/\text{dcm}^3$ ), duże ilości manganu ( $0,75 \text{ mg Mn}/\text{dcm}^3$ ) i wykazuje podwyższoną suchą pozostałość ( $602 \text{ mg}/\text{dcm}^3$ ).

Przedstawiona powyżej krótka charakterystyka właściwości fizyko-chemiczne wód podziemnych wykazuje, że są to wody z różnych horyzontów o zróżnicowanych właściwościach i różnej genezie. Woda ze studni z prywatnej posesji wskazuje na wysoki stopień jej zanieczyszczenia.

Wody powierzchniowe wypełniające wyrobisko poeksploatacyjne (glinianki), są wyłącznie pochodzenia atmosferycznego. W poszczególnych zbiornikach zwierciadło wody występuje na różnych poziomach, co wskazuje na to, iż nie ma więzi hydraulicznej między zbiornikami. W roku 1985 wypompowano wodę z glinianki przeznaczonej na wysypisko odpadów poprodukcyjnych i przeprowadzono obserwacje hydrologiczne w pozostałych zbiornikach i okolicznych studniach.

W wyniku przeprowadzonych badań stwierdzono, że pomiędzy wodami poszczególnych zbiorników wód powierzchniowych i wodami podziemnymi nie ma więzi hydraulicznych. Próba wody powierzchniowej z glinianki przeznaczonej na wysypisko, charakteryzowała się odczynem obojętnym, niską twardością, wysoką zawartością tlenu rozpuszczalnego ( $9,2 \text{ mg O}_2/\text{dcm}^3$ ), podwyższoną ilością siarczanów ( $259 \text{ mg SO}_4/\text{dcm}^3$ ) i suchą pozostałością ( $730 \text{ mg}/\text{dcm}^3$ ). W wodzie tej wystąpiły fenole w ilości  $0,002 \text{ mg}/\text{dcm}^3$ .

Warunki fizyczno-geograficzne, budowa geologiczna i stosunki hydrologiczne są bardzo korzystne z punktu widzenia możliwości ograniczenia rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń pochodzących z odpadów poprodukcyjnych.

### III. Charakterystyka odpadów składowanych na wysypisku

Po uruchomieniu produkcji wełny mineralnej wiosną 1986 roku, zgodnie z wymogami technologicznymi, na wcześniej przygotowanym wysypisku, rozpoczęto składowanie odpadów poprodukcyjnych.

W okresie od kwietnia do listopada 1986 roku, prowadzono badania odpadów technologicznych, polegające na oznaczaniu zawartości fenolu i formaldehydu w wyciągu wodnym z odpadów. Wyniki analiz wyciągów wodnych z odpadów przedstawiono w tabeli 8.

Na podstawie przeprowadzonych badań stwierdzono, że:

- w okresie od kwietnia do listopada, znacznie zmniejszyła się zawartość fenolu; a zwłaszcza formaldehydu w odpadach technologicznych;
- zawartość formaldehydu w wyciągu wodnym z odpadów składowanych na wysypisku wynosiła w kwietniu  $106 \text{ mg}/\text{dcm}^3$ , w sierpniu  $31 \text{ mg}/\text{dcm}^3$ , w listopadzie tylko  $0,1 \text{ mg}/\text{dcm}^3$ ;



Tabela 8

## ANALIZA WYCIĄGÓW WODNYCH Z ODPADÓW TECHNOLOGICZNYCH

Rodzaj odpadu	29 kwiecień 1986				21 sierpień 1986				19 listopad 1986			
	fenol mg/dm <sup>3</sup>	formald. mg/dm <sup>3</sup>	ChZT mgO <sub>3</sub> / dm <sup>2</sup>	ekstrakt eterowy mg/dm <sup>3</sup>	fenol mg/dm <sup>3</sup>	formaldeh. mg/dm <sup>3</sup>	ChZT MgO <sub>2</sub> / dm <sup>3</sup>	ekstrakt eterowy mg/dm <sup>3</sup>	fenol mg/dm <sup>3</sup>	formald. mg/dm <sup>3</sup>	ChZT mgO <sub>2</sub> / dm <sup>3</sup>	ekstrakt eterowy mg/dm <sup>3</sup>
Odpady z wysypiska zakładowego	1,2	106	157	1,8	0,1	31,0	33	2,1	3,6	0,1	88	16,9
odpr. z wygarniacza	0,66	60	590	1,6	1,4	200	165	6,2	2,64	15,7	840	43,1
włókno luzem	7,7	3200	18900	28	3,1	420	10400	32,4	30,1	1500	24000	540
plyta z komór filtr.	23,4	3000	32100	48	8,6	68	7500	145	8,5	99	720	123
szlam zafenolowany	295	3500	29300	160	3,4	320	1500	16,3	13,2	210	230	198
pył mineralny	1,6	140	1930	3,2	-	-	-	-	1,9	20	196	73,8
wsad z pieca szybowego	-	-	-	-	-	-	-	-	2,5	1,7	220	85
wkład filtr. z filtra spalin	-	-	-	-	-	-	-	-	1,7	37	180	154
osad ściekowy	-	-	-	-	-	-	-	-	1,7	1,4	96	35



## WPŁYW ODPADÓW Z WYCIĄGÓW WODNYCH NA ORGANIZMY WODNE

Nazwa odpadu	fenol, mg/dm <sup>3</sup>	formaldehyd, mg/dm <sup>3</sup>	sód, mg/dm <sup>3</sup>	potas, mg/dm <sup>3</sup>	wapń, mg/dm <sup>3</sup>	Daphnia Magna LC 50/48, krotność rozcieńczenia
szlam zafenolowany	248	3800	4,5	9,5	41,6	120
pięta z komór filtracyjnych	18,3	2780	650	500	9,6	100
odpady z wysypiska zakładowego	1,1	88	1,1	4,0	4,0	2

- zawartość fenolu w odpadach z wyciągu wodnego składowanych na składowisku, wynosiła w kwietniu  $1,2 \text{ mg/dm}^3$ , w sierpniu  $0,1 \text{ mg/dm}^3$ , a w listopadzie  $3,6 \text{ mg/dm}^3$

Wzrost zawartości fenolu w wyciągu wodnym z próby pobranej w listopadzie można tłumaczyć między innymi zależnością szybkości procesu biochemicznego rozkładu fenolu przebiegającego w warunkach naturalnych, od pory roku. Rozkład biochemiczny fenolu przebiega szybko latem, natomiast w okresie zimowym jest praktycznie całkowicie zahamowany.

Zawartość fenolu w analizowanych wyciągach są porównywalne z zawartością fenolu w odciekach z wysypisk miejskich. Przykładowo: stężenie fenolu w odcieku z odpadów miejskich z miasta Zielona Góra waha się w granicach od  $0,80$  do  $1,10 \text{ mg/dm}^3$ .

W celu ustalenia stopnia toksyczności odpadów przeprowadzono testy biologiczne oznaczając wpływ wyciągów z odpadów na rozwielitkę. Jako kryterium działania trucizny na ten organizm, przyjęto śmierć osobnika testowego po czasie 48 godz. LC 50/48 (rozcieńczenie wyciągu powodujące śmierć 50% badanych osobników) dla wyciągów z badanych odpadów wynosi 2 (tab. 9).

Toksyczność wyciągów z badanych odpadów jest więc średnio 5 razy mniejsza od toksyczności wyciągów wodnych z zużytych mas formierskich zakładów odlewniczych, ok. 2 razy mniejsza niż dla odcieków z wysypiska komunalnego i około 500 do 1000 razy mniejsza od toksyczności wyciągu z beczyjanowych odpadów galwanizerskich.

#### IV. Ocena wpływu wysypiska odpadów technologicznych na środowisko

Oceny wpływu wysypiska odpadów poprodukcyjnych dokonano na podstawie trzykrotnego poboru prób poszczególnych komponentów środowiska pobieranych w różnych okresach czasu: wiosną, latem i jesienią.

##### 1. Wody powierzchniowe i podziemne

Badaniami objęto wody z dwóch glinianek znajdujących się na południu i na zachód od wysypiska oraz trzech studni. W wodach oznaczono zawartość fenolu, formaldehydu, ChZT i ekstrakt eterowy. Wyniki analiz wód zestawiono w tabeli 10.

Badane wody za wyjątkiem wody ze studni szybowej na terenie byłej cegielni zawierały fenol przed rozpoczęciem składowania odpadów w wyrobisku w ilości od  $0,002$  do  $0,010 \text{ mg/dm}^3$  (oznaczenia wykonane przez W.O.B. i K.S. w Zielonej Górze).

W trakcie eksploatacji wysypiska stwierdzono wzrost zawartości fenolu:

- w odciekach z dna wysypiska od  $0,005$  do  $0,012 \text{ mg/dm}^3$ ,
- w wodzie z wyrobiska zachodniego z  $0,002$  do  $0,095 \text{ mg/dm}^3$ ,
- oraz ze studni wierconej znajdującej się na terenie byłej cegielni z  $0,01$  do  $0,02 \text{ mg/dm}^3$ .

W wodach z pozostałych studni oraz z wyrobiska południowego stężenie fenolu utrzymuje się na poziomie dopuszczalnym dla wód I klasy czystości. We wszystkich analizowanych wodach stwierdzono pojawienie się formaldehydu. Oczywistym jest wzrost stężenia fenolu i formaldehydu w wodzie z dna wysypiska, natomiast wyjaśnienia wymagają przyczyny zanieczyszczenia wód w wyrobisku zachodnim. Ze względu na uwarunkowania hydro-



## WŁASNOŚCI CHEMICZNE WÓD POWIERZCHNIOWYCH I PODZIEMNYCH Z REJONU WYSYPISKA

Miejsce poboru prób, numer próby	17 styczeń 1985 x		19 kwiecień 1985 x	29 kwiecień 1986				21 sierpień 1986				19 listopad 1986			
	fenol mg/dm <sup>3</sup>	ChZT mgO <sub>2</sub> /dm <sup>3</sup>	fenol mg/dm <sup>3</sup>	fenol mg/dm <sup>3</sup>	formal- dehyd mg/dm <sup>3</sup>	ChZT mg/dm <sup>3</sup>	ekstr. estero- wy mg/dm <sup>3</sup>	fenol mg/dm <sup>3</sup>	formal- dehyd mg/dm <sup>3</sup>	ChZT mgO <sub>2</sub> /dm <sup>3</sup>	ekstr. estero- wy mg/dm <sup>3</sup>	fenol mg/dm <sup>3</sup>	formal- dehyd mg/dm <sup>3</sup>	ChZT mgO <sub>2</sub> /dm <sup>3</sup>	ekstr. estero- wy mg/dm <sup>3</sup>
woda z dna wy- sypiska, 20	0,005	28,6	-	0,006	n.w.	33,2	4,8	0,003	0,02	11,1	100	0,012	0,10	14,8	28,8
wyrobisko (ze- schodnie), 10	0,002	27,2	-	0,001	n.w.	27,2	33,6	0,011	0,04	40,6	114	0,095	15,5	78,8	60,8
wyrobisko (po- łudniowe), 30	n.w.	17,7	0,002	n.w.	n.w.	30,2	0,9	n.w.	0,08	37,1	0,9	0,005	0,16	19,2	10,8
studnia wierco- na (Cegielnia), 1	n.w.	6,8	0,010	0,019	n.w.	6,8	1,6	0,003	0,02	7,3	2,6	0,020	0,24	8,4	20,0
studnia kopana 2	n.w.	5,2	0,000	0,006	n.w.	5,4	0,9	0,002	0,03	5,5	8,9	0,005	0,03	5,6	22,0
studnia wierco- na (gospodarst- wo), 3	n.w.	65,3	0,005	n.w.	n.w.	8,2	0,9	n.w.	0,00	7,4	0,9	0,006	0,04	20,0	35,6

\*) analizy wykonane przez W.O.B.iK.Ś. w Zielonej Górze

Błąd oznaczenia fenolu wynosi 0,001 mg/dm<sup>3</sup>, a formaldehydu 0,01 mg/dm<sup>3</sup>

## STOPIEŃ ZANIECZYSZCZENIA GLEB W REJONIE WYSYPISKA

Nr pró- by	styczeń 1986 roku /przed eksploatacją wysypiska/				29 kwiecień 1986				21 sierpień 1986				19 listopad 1986			
	fenol mg/kg	formal. mg/kg	Odczyn (pH)		fenol mg/kg	formal. mg/kg	Odczyn (pH)		fenol mg/kg	formal. mg/kg	Odczyn (pH)		fenol mg/kg	formal. mg/kg	Odczyn (pH)	
			H <sub>2</sub> O	KCl			H <sub>2</sub> O	KCl			H <sub>2</sub> O	KCl			H <sub>2</sub> O	KCl
1	0,160	0,64	5,9	4,3	0,300	0,72	7,60	6,12	0,195	0,28	6,95	5,53	0,250	0,80	4,36	4,08
2	0,110	0,23	4,1	3,4	0,460	0,80	4,94	3,95	0,085	0,68	6,20	4,68	0,340	4,00	6,72	6,14
3	-	-	-	-	0,140	2,00	4,81	4,00	0,095	0,70	4,03	3,47	ślady	2,28	5,02	4,44
4	-	-	-	-	0,460	1,01	4,50	3,90	0,125	0,95	4,01	3,48	1,500	0,32	7,60	6,50
5	0,180	0,85	4,1	3,6	0,960	2,56	4,53	4,00	0,361	1,25	4,25	3,65	0,320	0,96	4,32	4,12
6	0,100	0,90	4,2	3,7	0,420	3,64	4,42	3,96	0,130	0,70	4,58	3,81	ślady	0,12	4,48	4,14



## ZANIECZYSZCZENIE POWIETRZA ATMOSFERYCZNEGO W REJONIE WYSYPISKA

Miejsce poboru prób powietrza	Nr próby	29 kwiecień kier. wiatru-płd-wsch.			21 sierpień kier. wiatru-południowy			19 listopad kier. wiatru - zachodni		
		fenol mg/m <sup>3</sup>	formal- dehyd mg/m <sup>3</sup>	pył t/km <sup>2</sup>	fenol mg/m <sup>3</sup>	formal- dehyd mg/m <sup>3</sup>	pył mg/m <sup>3</sup>	fenol mg/m <sup>3</sup>	formal- dehyd mg/m <sup>3</sup>	pył mg/m <sup>3</sup>
wysypisko	II	0,017	n.w.	n.b.	0,07	1,7	18,3	0,11	5,0	n.b.
kier.-zachodni	III	ślady	n.w.	n.b.	0,06	0,8	3,8	n.w.	n.w.	14,4
kier. - płn.	IV	n.w.	n.w.	n.b.	0,07	0,6	5,5	0,07	ślady	48,3
kier. - wsch.	V	n.w.	n.w.	n.b.	0,06	0,5	4,5	0,05	0,3	30,7
kier. - płd	I	n.w.	n.w.	n.b.	n.w.	n.w.	7,8	n.w.	n.w.	8,4

## Objaśnienia:

n.w. - nie wykryto

n.b. - nie badano.

## Dokładność oznaczeń:

fenol - 0,01 mg/m<sup>3</sup>,formaldehyd - 0,2 mg/m<sup>3</sup>

geologiczne niemożliwe jest zanieczyszczenie tych wód w wyniku migracji zanieczyszczeń z wysypiska.

Wody w zbiorniku zachodnim mogły zostać zanieczyszczone zafenolowanymi odciekami z odpadów, które w okresie prowadzenia badań usuwano ze składowiska i rozdeszczano na obszarze składowiska - zbiornik zachodni. Ukształtowanie terenu i jego przepuszczalność ( $k = 0,0006 \text{ m/s}$ ) sprzyjały spływowi odcieków do zbiornika.

## 2. Gleby

Stopień zanieczyszczenia warstw powierzchniowych gleb w rejonie składowiska charakteryzuje duża zmienność. Zawartość fenolu i formaldehydu w wyciągach wodnych z gleb pobranych przed założeniem składowiska i z gleb pobranych w kolejnych okresach badań w trakcie eksploatacji wyrobiska są porównywalne (tab. 11).

Nie zaobserwowano tendencji wzrostowych obu zanieczyszczeń w glebach. Uzyskane wyniki potwierdzają doniesienia literaturowe wskazujące na szybką biodegenerację fenolu w glebie.

## 3. Powietrze atmosferyczne

Przeprowadzone analizy powietrza w rejonie wysypiska, wykazały obecność w nim fenolu i formaldehydu w ilościach:

- fenol od 0,000 do 0,11  $\text{mg/m}^3$
- formaldehyd od 0,0 do 5,0  $\text{mg/m}^3$  (tab. 12).

Pochodzenie podwyższonej zawartości w powietrzu fenolu i formaldehydu trudno wyjaśnić oddziaływaniem wysypiska.

Badania te ze względu na zakres oraz przyjętą metodykę oznaczeń nie pozwalają jednoznacznie określić zasięgu i kierunku rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń w tym rejonie.

Konieczne jest więc kontynuowanie badań, rozszerzając obszar pomiarów poza strefę ochronną wysypiska w kierunku Zakładu i pobliskiego miasta.

## V. Wnioski

1. Jednoroczny okres prowadzenia badań i obserwacji zmian zanieczyszczenia środowiska wokół składowiska odpadów jest okresem zbyt krótkim dla sformułowania ostatecznych wniosków o jego wpływie na otoczenie.
2. Zaobserwowane zmiany zanieczyszczenia wód powierzchniowych i podziemnych formaldehydem i fenolem, za wyjątkiem zbiornika zachodniego są nieznaczne. Brak zdecydowanych zmian zanieczyszczenia wód fenolem i formaldehydem jest wynikiem budowy geologicznej i stosunków gruntowo-wodnych rejonu składowiska, praktycznie uniemożliwiających rozprzestrzenianie się zanieczyszczeń.
3. W strefie ochronnej wysypiska stwierdzono w powietrzu podwyższone zawartości fenolu i formaldehydu. Dla jednoznacznej oceny tych faktów należy rozszerzyć zakres badań powietrza poza strefę ochronną w kierunku Zakładu i miasta oraz zwiększyć częstotliwość poboru prób powietrza.



4. W trakcie składowania odpadów nie stwierdzono wzrostu zawartości fenolu i formaldehydu w glebach otaczających składowisko.

#### Literatura

- [ 1 ] Jędrczak A., Drab M. - Badania wpływu wysypiska odpadów technologicznych na środowisko. WSiInż. Zielona Góra, maszynopis 1986.
- [ 2 ] Wróbel I. - Sprawozdanie z obserwacji hydrologicznych w rejonie glinianek po byłej cegielni, maszynopis. Archiwum Urzędu Wojewódzkiego w Zielonej Górze 1985.
- [ 3 ] Drab M., Greinert H., Wróbel I., Zdunek T. - Projekt technologiczny wysypiska odpadów poprodukcyjnych w rejonie glinianek po byłej cegielni, maszynopis. Archiwum Urzędu Wojewódzkiego w Zielonej Górze 1985.
- [ 4 ] Drab M., Jędrczak A., Greinert H., Wróbel I. - Analiza fizyko-chemiczna surowców byłej cegielni oraz gleb w pobliżu wysypiska, maszynopis. Biblioteka WSiInż. Zielona Góra 1986.

---

Dr inż. Andrzej Jędrczak, dr inż. Ireneusz Wróbel - Wyższa Szkoła Inżynierska w Zielonej Górze.





Adam Solski, Andrzej Jędraczak, Władysław Matejczuk

SKŁAD CHEMICZNY WÓD ZBIORNIKÓW "POJEZIERZA ANTROPOGENICZNEGO"  
W REJONIE TUPLICE - ŁĘKNICA \*)

1. Wstęp i zagadnienie

Geneza zbiorników powyrobiskowych na Ziemi Lubuskiej wiąże się ściśle z rozwojem wydobywania węgla brunatnego na tym obszarze. Pierwszą i najstarszą kopalnią węgla brunatnego uruchomioną tu pod koniec XVIII w. była "Fortuna" w Krzebielowie k/Ziębic (Chwastek 1974). Rozwój górnictwa węgla brunatnego przypadł na drugą połowę XIX w. W okresie tym na obszarze byłego woj. zielonogórskiego czynnych było 87 kopalń. Największe wydobywanie węgla osiągnięto w roku 1923 i wynosiło ono 1681 tys. ton. Do najbardziej znanych terenów, gdzie prowadzono eksploatację węgla na szeroką skalę, były to rejony: Osno-Sulęcín, Międzyrzecz, Łagów-Sieniawa, Baczyna-Lubrza, Cybinka, Gubin, Zielona Góra, Żary, Kozuchów oraz Łuk Muzakowski. Okres międzywojenny charakteryzował się likwidacją małych kopalń i stopniowym zmniejszeniem się wydobywania węgla, które w roku 1943 wynosiło 1447 tys. ton, przy 14 czynnych kopalniach (Praca zbiorowa 1978). Po zakończeniu II wojny światowej w roku 1945 uruchomiono kopalnię węgla brunatnego "Babina" k/Łęknicy, a w latach następnych: "Henryk", "Smogóry", "Słone", "Maria" i "Sieniawa". Eksploatacja węgla w okresie powojennym osiągnęła najwyższy poziom w roku 1971, jego wydobywanie nieznacznie przekroczyło 700 tys. ton. Począwszy od końca lat 50-tych następowała stopniowa likwidacja kopalń węgla z powodu trudnych warunków wydobywania i wzrostu kosztów eksploatacji. W roku 1974 zaprzestano swoją działalność kopalnia "Babina" i pozostała czynna do dzisiaj tylko jedna kopalnia w Sieniawie.

W wyniku eksploatacji węgla brunatnego prowadzonej systemem podziemnym i odkrywkowym, doszło do niekorzystnych zmian na powierzchni ziemi. Przy eksploatacji podziemnej nie likwidowano wyrobisk przez zamulanie podsadzką, ale po usunięciu drewnianej obudowy, pozostawiono wyrobiska w postaci komór i chodników na zawał. Po pewnym czasie następowało osiadanie warstw nadległych i na powierzchni ziemi tworzyły się długie i stosunkowo wąskie niecki zapadliskowe, leje i podobne do nich formy depresyjne. Wytworzone zapadliska wypełniały się wodą. Niszczeniu ulegał drzewostan i użytki rolne (Praca zbiorowa 1978).

Na obszarach odległej w czasie, jak też niedawno prowadzonej eksploatacji węgla brunatnego powstały liczne powyrobiskowe zbiorniki wodne. Największe skupisko sztu-

\*) Praca została wykonana w ramach CPBP 03.09 "Metody analizy i użytkowania zasobów wodnych".



cznie utworzonych zbiorników zwane "pojezierzem antropogenicznym" rozciąga się we wschodniej części Łuku Muzakowskiego pomiędzy Tuplicami a Łęknicą. Na obszarze tym znajdują się zbiorniki, których geneza sięga początków drugiej połowy XIX w. i kończy się w latach 70-tych, zamknięciem kopalni "Babina" (rok 1974).

Wyróżnić tu można trzy oddzielne grupy zbiorników, różniące się między sobą wiekiem i genezą (Kozacki 1976). Pierwsza grupa znajduje się w rejonie Tuplic i liczy około 30 zbiorników pochodzenia zapadliskowego oraz 11 stawów. Kształt, powierzchnia, głębokość oraz charakter ich brzegów jest bardzo różny. Przeważają zbiorniki podłużne zajmujące prawie całe zapadlisko lub jego część najniższą, niektóre malowniczo położone wśród otaczających je lasów. Oś podłużna tych zapadlisk usytuowana jest przeważnie z północnego wschodu na południowy zachód.

Grupa druga położona na południe od Trzebieli i Kamienicy liczy 33 zbiorniki. Większość z nich posiada kształt podłużny o przebiegu zbliżonym do południkowego, są podobnie jak grupa pierwsza pochodzenia zapadliskowego (Kozacki 1978). Zbiorniki tej grupy usytuowane są w części grzbietowej Wału Muzakowskiego (150 m n.p.m.) lub na zachodnim jego skłonie, charakteryzuje je występowanie ostrych i wysokich brzegów. W trzeciej grupie (liczącej ok. 40 zbiorników) położonej na północny wschód od Łęknicy wyróżnić można trzy podgrupy. Część środkowa składa się ze zbiorników o złożonej genezie, są to zbiorniki zapadliskowo-wyrobiskowe. Pozostałe zbiorniki leżące na północ i południe od podgrupy środkowej należą do typu wyrobiskowego.

Większość zbiorników o kształcie wydłużonym cechuje usytuowanie osi z kierunku północno-wschodniego na południowo-zachodni.

Zbiorniki położone w rejonie Tuplic należą do najstarszych, podczas gdy najmłodsze zlokalizowane są na obszarze położonym na północny-wschód od Łęknicy (grupa trzecia). Rejon Łęknicy charakteryzuje się największym stopniem dewastacji powierzchni ziemi oraz nieustabilizowanym poziomem wód, niedawno utworzonych tutaj zbiorników.

Oddzielnym ważnym zagadnieniem jest jakość wód zbiorników "pojezierza antropogenicznego". Z wcześniejszych nielicznych badań na tym obszarze wynika, że skład chemiczny wód niektórych zbiorników, różni się znacznie od przeciętnego składu chemicznego wód jeziornych w naszym kraju (Kozacki 1976).

Badania 16-tu zbiorników położonych w rejonie Łęknicy i Kamienicy przeprowadzone w latach 1980-84 przez Matejczuka (1986), znacznie poszerzyły naszą wiedzę o ich składzie chemicznym wody; wykazały obecność zbiorników acidotroficznym (odczyn 2,8 - 3,5 pH) oraz zjawiska meromiksji. O składzie chemicznym wody pozostałych - około 90-ciu zbiorników nadal nic nie wiadomo.

Ponieważ na obszarze "pojezierza antropogenicznego" znajduje się ponad 100 zbiorników o łącznej powierzchni powyżej 150 ha, pozostał problem ich zagospodarowania. Były nieliczne próby gospodarczego wykorzystania wód tych zbiorników ze względu na brak w tym rejonie jezior. Usiłowano np. wprowadzić ryby do trzech zbiorników co zakończyło się powodzeniem tylko w jednym przypadku. Inne wykorzystywane są jako "dzikie" kąpieliska, "dzikie" wysypiska śmieci, odbiorniki ścieków, źródło wody do celów przeciwpożarowych itp. (Matejczuk 1986).



Należy jednak podkreślić, że wykorzystanie zbiorników powyrobiskowych dla różnych celów gospodarczych napotykało i napotyka na duże trudności z powodu niewłaściwego uformowania ich mis, stromych i nieustabilnych brzegów, a także specyficznego składu chemicznego wód. Chodzi bowiem głównie o bardzo niski odczyn wody wywołany złożonymi procesami rozkładu pirytów, prowadzącymi do wytworzenia kwasu siarkowego.

Mając na uwadze potrzebę rozwiązania problemu zagospodarowania wód zbiorników "pojezierza antropogenicznego", podjęto w roku 1986 wstępne badania, których celem było dokonanie klasyfikacji - przynależności zbiorników do grupy acidotroficznej na podstawie badań fizyczno-chemicznych wody. Zakładano, że przede wszystkim zbiorniki o wodach kwaśnych powinny być poddane zabiegom rekultywacyjnym. Kierując się wielkością (wybierano największe) i wiekiem, przebadano 63 zbiorniki, z których prawie połowa (31 zbiorników) zakwalifikowała się do grupy acidotroficznej.

## 2. Metody

W sierpniu 1986 roku pobrano powierzchniowe próby wody z 63 zbiorników "pojezierza antropogenicznego". Liczba zbiorników w trzech wyróżnionych skupiskach wynosiła:

- rejon Tuplic - 16,
- rejon Trzebieli i Kamienicy - 21,
- rejon Łeknicy - 26.

Ponieważ zbiorniki nie posiadały nazw, znakowano je cyframi i liczbami (rys. 1).

W terenie mierzono temperaturę i odczyn wody, natomiast w laboratorium oznaczono:

- barwę,
- twardość ogólną,
- zasadowość,
- kwasowość mineralną i utlenialność

oraz

- zawartość tlenu rozpuszczonego,
- soli amonowych,
- azotynów,
- azotanów,
- sodu,
- potasu,
- wapnia,
- magnezu,
- żelaza ogólnego.

Oznaczenia wykonano wg Hermanowicza i innych (1976).

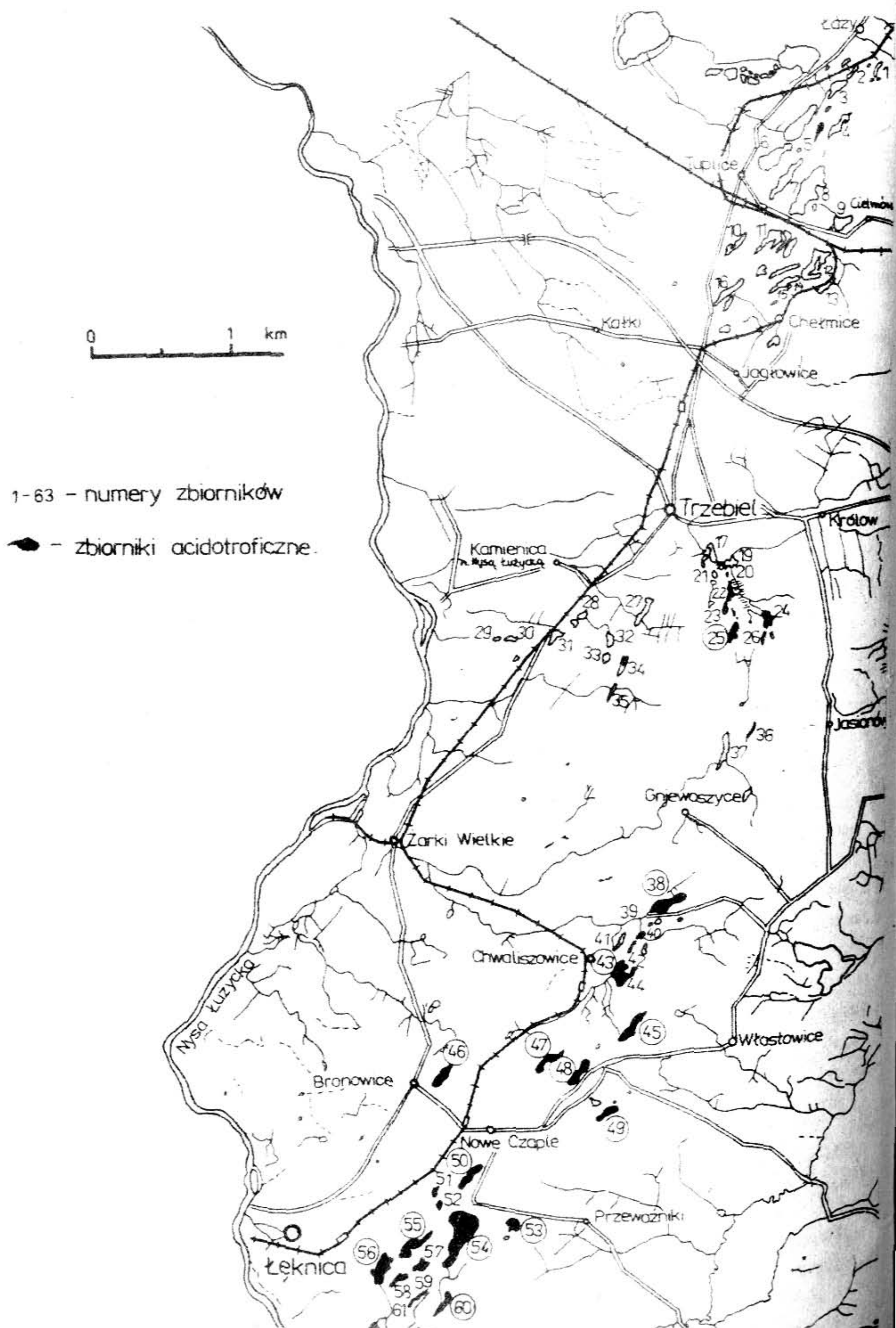
## 3. Wyniki

### 3.1. Grupa zbiorników acidotroficznych

Zasadniczym wskaźnikiem decydującym o przynależności badanych zbiorników do grupy acidotroficznej był odczyn wody, który wahał się od 2,6 do 3,9 pH (tab. 1).

W rejonie Tuplic wśród przebadanych 16 zbiorników napotkano tylko jeden zbiornik (nr 5) o wodzie kwaśnej (3,9 pH).





Rys. 1. „Pojezierze antropogeniczne” w rejonie Tuplice-Łęknica



## CHARAKTERYSTYKA FIZYCZNO-CHEMICZNA WÓD ZBIORNIKÓW ACIDOTROFICZNYCH

Lp.	Nr zbiornika	Temp. °C	Tlen rozp. mgO <sub>2</sub> /dm <sup>3</sup>	Nasyc. tlenem % O <sub>2</sub>	Odczyn pH	Barwa mgPt/dm <sup>3</sup>	Tw. og. mval/dm <sup>3</sup>	Zasad. mval/dm <sup>3</sup>	Kwas. min. mval/dm <sup>3</sup>	Kwas. og. mval/dm <sup>3</sup>	Sole amon. mgN/dm <sup>3</sup>	Azotyny mgN/dm <sup>3</sup>	Azotany mg/dm <sup>3</sup>	Sód mg Na/ dm <sup>3</sup>	Wapń mgK/dm <sup>3</sup>	Współ mg Ca/ dm <sup>3</sup>	Magnez mgMg/dm <sup>3</sup>	Żelazo mgFe/dm <sup>3</sup>	Utlen. mgO <sub>2</sub> /dm <sup>3</sup>
1	5	21,8	7,0	82	3,9	2	12,4	0,0	0,10	0,35	0,14	0,010	0,12	27	10	91	95	1,22	3,2
2	20	22,3	5,9	70	3,0	20	14,2	0,0	1,3	1,90	4,40	0,038	1,37	6,3	6,5	75	127	0,02	3,1
3	22	24,5	6,9	84	2,8	23	13,6	0,0	2,7	3,20	6,0	0,088	0,73	3,6	6,8	62	127	9,60	3,8
4	23	22,8	8,1	96	3,5	5	6,7	0,0	0,10	0,40	1,55	0,004	0,29	4,7	7,6	25	66	0,16	3,5
5	24	24,2	7,9	96	2,9	20	6,5	0,0	3,20	4,30	4,1	0,058	0,45	3,4	6,0	47	50	20,3	8,3
6	25	23,0	9,1	108	3,8	10	4,9	0,0	0,15	0,40	1,26	0,006	0,50	3,9	3,6	13	52	0,25	4,4
7	36	22,9	9,0	107	3,1	15	5,4	0,0	2,1	2,6	2,30	0,029	0,41	4,7	4,2	50	34	0,50	5,2
8	38	23,0	6,8	82	2,9	12	8,1	0,0	2,3	3,2	5,8	0,031	0,32	6,6	4,9	67	58	11,4	6,4
9	40	22,0	5,2	68	3,1	12	8,2	0,0	3,0	3,6	11,6	0,040	0,40	6,3	5,2	79	52	17,0	5,2
10	42	22,9	8,0	95	2,9	10	7,7	0,0	2,8	4,0	7,5	0,036	0,32	11	9,9	79	45	20,3	4,6
11	43	23,0	8,3	99	2,9	10	7,5	0,0	2,4	3,5	7,6	0,045	0,45	7,7	6,2	75	46	14,4	4,7
12	44	21,7	8,0	93	3,1	17	4,6	0,0	1,4	2,1	0,91	0,001	0,30	13	22	39	34	2,5	10,0
13	45	24,0	8,0	97	3,1	7	5,4	0,0	1,7	6,5	4,7	0,207	0,17	4,1	4,2	33	45	92,5	14,4
14	46	24,0	7,8	95	2,6	40	5,6	0,0	7,0	13,6	7,0	0,171	0,20	1,8	3,9	56	34	112	21,6
15	47	22,2	8,3	100	2,8	20	5,2	0,0	4,3	5,8	0,15	0,047	0,35	14	10	42	38	41	7,6
16	48	22,6	8,1	96	2,8	17	6,4	0,0	2,9	6,2	0,33	0,024	0,43	5,6	9,6	35	53	39	7,0
17	49	18,7	7,8	86	2,9	20	9,5	0,0	2,1	6,2	0,80	0,000	0,15	3,6	5,3	60	28	24	5,6
18	50	18,5	8,0	88	3,0	20	11,8	0,0	1,9	3,7	0,40	0,000	0,20	3,7	6,3	116	34	16	6,2
19	51	18,7	8,1	84	3,0	25	8,4	0,0	2,0	4,6	1,0	0,000	0,15	3,6	6,7	96	27	25	6,1
20	52	18,9	7,7	85	3,0	20	7,5	0,0	1,7	4,2	0,45	0,005	0,10	7,0	5,4	42	23	5,6	2,9
21	53	19,1	8,0	89	2,8	żółta	32,0	0,0	5,3	19,8	4,0	0,005	0,70	6,6	3,6	185	69	175	4,6
22	54	18,8	7,8	86	3,0	15	8,9	0,0	0,9	1,4	2,1	0,000	0,05	27	30	99	25	6,0	3,7
23	55	19,0	8,0	89	3,3	10	5,9	0,0	0,8	1,1	1,4	0,005	0,05	41	11,3	68	19	2,4	3,4
24	56	20,5	6,0	68	2,65	10	36	0,0	6,8	23	5,1	0,015	0,81	7,1	8,0	121	336	118	6,0
25	57	18,5	3,4	37	2,9	30	34	0,0	6,6	21,6	5,0	0,001	1,81	7,1	5,0	165	315	125	4,7
26	58	18,0	7,8	86	2,85	50	20,5	0,0	8,1	32	3,1	0,001	0,76	7,4	4,0	179	140	203	7,1
27	59	19,0	9,8	109	3,25	3	8,8	0,0	2,6	8,6	1,48	0,003	0,37	3,4	6,2	60	70	24,8	1,6
28	60	18,0	7,2	78	2,85	40	20,7	0,0	8,2	33	3,1	0,005	0,96	7,5	3,9	175	145	197	2,5
29	61	18,5	8,6	95	3,2	5	24,3	0,0	3,6	16,8	1,57	0,006	0,75	22	9,5	196	176	89	1,5
30	62	20,0	9,4	106	3,2	3	7,6	0,0	2,8	9,2	1,34	0,001	0,31	3,3	6,2	55	89	25,6	1,2
31	63	23,2	7,9	94	2,8	17	13,5	0,0	2,3	3,0	4,1	0,036	0,41	5,0	6,5	88	126	7,7	3,4

Skład chemiczny wód zbiorników ...



Tabela 2

## CHARAKTERYSTYKA FIZYCZNO-CHEMICZNA WÓD ZBIORNIKÓW „POZOSTAŁYCH”

Lp	Nr zbioru	Temp. °C	Tlen rozp. mgO <sub>2</sub> /dm <sup>3</sup>	Nasyc. tlen. % O <sub>2</sub>	Odczyn pH	Barwa mgPt/dm <sup>3</sup>	Tward. og. mval/dm <sup>3</sup>	Zasad. mval/dm <sup>3</sup>	Kwas. min. mval/dm <sup>3</sup>	Kwas. og. mval/dm <sup>3</sup>	Sole min. mgN/dm <sup>3</sup>	Azotyny mgN/dm <sup>3</sup>	Azotany mg/dm <sup>3</sup>	Sód mgNa/dm <sup>3</sup>	Potas mgK/dm <sup>3</sup>	Wapń mgCa/dm <sup>3</sup>	Magnez mgMg/ dm <sup>3</sup>	Żelazo mgFe/ dm <sup>3</sup>	Utlen. mg O <sub>2</sub> / dm <sup>3</sup>
1	1	19,0	2,4	27	6,8	15	1,2	1,3	0,00	0,20	0,26	0,007	1,73	13	14	19	3,5	1,0	15,3
2	2	22,4	5,0	59	6,8	8	1,8	0,8	0,00	0,10	0,01	0,005	0,31	20	10	23	7	0,85	6,8
3	3	23,5	8,0	96	6,5	4	3,0	0,9	0,00	0,25	0,50	0,005	0,43	26	14	37	14	0,33	6,7
4	4	22,0	7,0	82	7,0	5	2,8	1,3	0,00	0,05	0,25	0,010	0,43	18	13	35	13	0,38	14,2
5	6	23,2	7,0	84	7,5	5	4,4	1,2	0,00	0,05	0,06	0,011	0,60	28	17	50	23	0,56	9,0
6	7	22,0	9,4	110	6,8	6	4,6	1,3	0,00	0,20	0,08	0,022	0,86	34	24	53	24	0,02	8,4
7	8	21,2	5,0	58	6,4	10	4,6	0,9	0,00	0,20	0,45	0,015	0,44	21	12	48	27	2,12	12,9
8	9	21,8	9,2	107	7,2	6	3,9	1,7	0,00	0,10	0,08	0,010	0,80	29	12	47	19	0,67	8,7
9	10	22,2	12,4	146	8,9	20	3,9	1,5	0,00	0,00	0,45	0,063	1,36	40	23	45	20	1,29	17,1
10	11	22,8	7,2	86	6,4	10	5,2	1,2	0,00	0,15	0,39	0,012	0,49	20	10	35	42	2,23	12,8
11	12	21,8	7,0	82	7,0	8	5,3	1,6	0,00	0,35	0,22	0,012	0,55	30	17	54	32	0,67	12,7
12	13	22,4	8,2	97	7,7	4	7,9	2,4	0,00	0,10	0,11	0,048	0,92	27	17	63	58	0,30	8,7
13	14	20,0	2,4	27	6,7	90	0,9	1,3	0,00	0,30	5,32	0,066	1,79	18	15	82,2	9,4	11,4	27,5
14	15	21,4	8,0	92	7,4	5	3,2	1,3	0,00	0,05	0,09	0,008	0,31	24	11	41	14	0,03	11,2
15	16	22,2	9,8	116	7,6	5	5,0	1,8	0,00	0,05	0,11	0,032	0,55	29	27	48	32	0,03	17,8
16	17	27,0	2,2	30	7,4	70	11,6	9,2	0,00	0,50	4,6	0,198	1,94	15	53	50	111	1,50	29,0
17	18	25,5	0,0	0,0	7,6	50	11,7	1,2	0,00	0,80	59,2	0,144	0,42	15,5	52	54	109	4,0	196
18	19	27,2	0,0	0,0	7,5	60	10,9	1,1	0,00	0,70	57,4	0,162	4,54	16	62	63	95	5,0	160
19	21	27,5	7,3	93	6,9	40	4,9	1,6	0,00	0,20	1,2	0,016	0,65	6,6	3,9	21	47	0,30	16,4
20	26	24,2	6,5	79	7,0	17	6,8	1,5	0,00	0,30	0,58	0,011	0,33	3,1	5,2	37	60	0,05	7,1
21	27	25,2	8,2	101	7,3	25	8,1	1,8	0,00	0,10	0,46	0,012	0,65	7,3	3,6	38	75	0,23	13,2
22	28	26,2	8,4	106	6,9	20	4,5	2,2	0,00	0,10	0,50	0,012	0,55	4,7	7,9	28	36	0,24	14,4
23	29	26,5	7,9	100	7,4	17	3,1	1,8	0,00	0,10	0,58	0,016	0,40	3,2	3,3	27	22	0,25	11,9
24	30	26,2	7,8	98	7,4	12	3,8	3,3	0,00	0,10	0,50	0,015	0,36	3,6	3,0	30	28	0,09	10,7
25	31	27,5	7,9	101	7,0	23	3,9	3,5	0,00	0,05	0,78	0,013	0,12	3,3	2,8	26	29	0,29	15,1
26	32	26,5	8,3	105	7,5	25	3,9	3,1	0,00	0,10	0,42	0,011	0,20	4,7	1,9	10	41	0,19	32,0
27	34	27,0	8,2	103	7,3	17	4,8	1,4	0,00	0,10	0,34	0,006	0,24	2,9	7,2	33	38	0,11	7,4
28	37	23,7	9,9	119	6,6	20	4,1	0,5	0,00	0,30	0,42	0,014	1,58	3,9	6,5	54	17	0,07	5,5
29	41	23,0	8,2	98	8,3	7	4,0	1,2	0,00	0,05	0,00	0,008	0,21	10	6,8	42	23	0,26	10,6
30	33	24,5	8,5	104	5,4	7	3,8	0,5	0,00	0,20	0,04	0,002	0,09	2,6	1,9	13	38	0,06	11,1
31	35	25,0	6,0	99	5,5	10	3,4	1,1	0,00	0,60	0,24	0,007	0,01	5,0	2,8	17	31	0,05	4,8
32	39	24,3	7,8	95	5,8	5	2,8	0,4	0,00	0,30	0,00	0,008	0,40	8,1	9,5	33	14	0,00	8,8



W rejonie Trzebieli i Kamienicy na 21 przebadanych zbiorników do grupy acidotroficznej zakwalifikowało się 6 zbiorników, których odczyn wód mieścił się w granicach od 2,8 pH (zbiornik nr 22 i 23) do 3,8 pH (zbiornik nr 36), (tab. 1). W rejonie Łęknicy liczba przebadanych zbiorników wynosiła 26, wszystkie znalazły się w grupie acidotroficznej o odczynie od 2,6 pH (zbiornik nr 47) do 3,3 pH (zbiornik nr 56) z wyjątkiem dwóch zbiorników (nr 39 i 41), (tab. 1).

### 3.2. Grupa zbiorników "pozostałych"

Grupa ta liczyła 32 zbiorniki, ich zasadniczą cechą różniącą od grupy acidotroficznej był również odczyn, który wahał się od 6,4 do 8,9 pH.

Zbiorniki omawianej grupy o odczynie od bardzo słabo kwaśnego (6,4 pH) do lekko alkalicznego (8,9 pH) wystąpiły głównie w rejonie Iuplic, na 16 przebadanych zbiorników tylko jeden (zbiornik nr 5) zaliczony został do grupy acidotroficznej. W rejonie Trzebieli i Kamienicy zbiorniki omawianej grupy jeszcze przeważały, gdyż na 21 przebadanych zbiorników 6 miało wody kwaśne.

W rejonie Łęknicy stwierdzono obecność dwóch zbiorników (nr 39 i 41) kwalifikujących się do omawianej grupy, pozostałe 24 zbiorniki zaliczone zostały do grupy acidotroficznej.

Do tej grupy zaliczone zostały ponadto trzy zbiorniki (nr 33, 35 i 39), charakteryzujące się lekko kwaśnym odczynem wody: 5,4; 5,5; 5,8 pH.

### 3.3. Zakres zmian kilkunastu wskaźników fizyczno-chemicznych

Tlen rozpuszczony

Zawartość tlenu w wodach zbiorników acidotroficznych wahała się od 3,4 mg  $O_2/dm^3$  (zbiornik nr 58) do 9,8 mg  $O_2/dm^3$  (zbiornik nr 60), (tab. 1).

Przedział stężeń tlenu w tej grupie (po odrzuceniu wartości 3,4 mg  $O_2/dm^3$ ) byłby węższy, gdyż następna z najbliższych zawartości tlenu wynosiła już 5,7 mg  $O_2/dm^3$  (zbiornik nr 42).

Pozostałe zbiorniki charakteryzował znacznie szerszy przedział stężeń tlenu rozpuszczonego od 0,0 mg  $O_2/dm^3$  (zbiornik nr 17 i 18) do 12,4 mg  $O_2/dm^3$  (zbiornik nr 10), (tab. 2). Przyczyną zaniku tlenu w powierzchniowych wodach w/w zbiorników był dopływ ścieków z pobliskich zakładów mięsnych. Procesom rozkładu zanieczyszczeń sprzyjały w tym czasie wysokie temperatury wody (27,5°C).

W zbiornikach nr 33, 35 i 39 charakteryzujących się lekko kwaśnym odczynem wody (5,4 - 5,8 pH) zawartość tlenu mieściła się w granicach 7,8 - 8,5 mg  $O_2/dm^3$ . Ponieważ zbiorniki te różniły się znacznie od pozostałych jedynie odczynem wody, zrezygnowano z oddzielnego ich traktowania przy omawianiu następnych wskaźników fizyczno-chemicznych.

Barwa

Zabarwienie wody zbiorników acidotroficznych wynosiło od 3 mg Pt/ $dm^3$  (zbiornik nr 60) do 50 mg Pt/ $dm^3$  (zbiornik nr 59), (tab. 1).



Barwa wody pozostałych zbiorników mieściła się w zakresie od 4 mg Pt/dm<sup>3</sup> (zbiornik nr 3) do 90 mg Pt/dm<sup>3</sup> (zbiornik nr 14), (tab. 2). Przyczyną intensywnego zabarwienia wód kwaśnych były związki żelaza (zbiornik nr 59 i 61), natomiast w przypadku pozostałych zbiorników również związki żelaza (zbiornik nr 14) oraz dopływające ścieki (zbiorniki nr 17, 18 i 19).

#### Twardość ogólna

Twardość ogólna wody zbiorników acidotroficznycy wahała się od 4,6 mval/dm<sup>3</sup> (zbiornik nr 45) do 36 mval/dm<sup>3</sup> (zbiornik nr 57), (tab. 1); natomiast pozostałych zbiorników od 0,9 mval/dm<sup>3</sup> (zbiornik nr 14) do 11,7 mval/dm<sup>3</sup> (zbiornik nr 18), (tab. 2). Grupę acidotroficzną cechuje większe zróżnicowanie i częstsze przypadki wysokich wartości (tab. 1).

Na taką dużą zmienność twardości badanych wód wpłynęły zróżnicowane ilości jonów wapnia, magnezu, żelaza, manganu i innych kationów (tab. 1 i 2).

#### Zasadowość

Wody zbiorników acidotroficznycy charakteryzujące się odczynem niższym od 4,6 pH pozbawione były zdolności do zobojętniania mocnych kwasów (zasadowości), gdyż same prezentowały wody kwaśne (tab. 1). Zasadowość wód pozostałych zbiorników wahała się od 0,5 mval/dm<sup>3</sup> (zbiornik nr 37) do 3,5 mval/dm<sup>3</sup> (zbiornik nr 31).

Stwierdzona w zbiorniku nr 17 zasadowość - 9,2 mval/dm<sup>3</sup> była zjawiskiem odosobnionym, wywołanym dopływem ścieków z zakładów mięsnych.

#### Kwasowość mineralna

Kwasowość mineralna wód zbiorników acidotroficznycy wahała się od 0,10 mval/dm<sup>3</sup> (zbiornik nr 5) do 8,2 mval/dm<sup>3</sup> (zbiornik nr 61). Wywołana ona została obecnością kwasów mineralnych. Wody zbiorników pozostałych pozbawione były kwasowości mineralnej (tab. 2).

#### Kwasowość ogólna

Kwasowość ogólną wody zbiorników acidotroficznycy cechował wysoki stopień zróżnicowania i mieścił się w granicach od 0,35 mval/dm<sup>3</sup> (zbiornik nr 5) do 33 mval/dm<sup>3</sup> (zbiornik nr 61, (tab. 1). Kwasowość ogólna wody zbiorników pozostałych była na ogół wielokrotnie niższa od kwasowości wody grupy acidotroficznej i wynosiła od 0,00 mval/dm<sup>3</sup> (zbiornik nr 10) do 0,80 mval/dm<sup>3</sup> (zbiornik nr 18), (tab. 2). Przyczyną stosunkowo wyższej kwasowości ogólnej wody w zbiornikach 18 i 19 były kwasy organiczne, pochodzące z rozkładu dopływających zanieczyszczeń organicznych.

#### Sole amonowe

Zawartość soli amonowych w wodzie zbiorników acidotroficznycy wahała się od 0,14 mg N/dm<sup>3</sup> (zbiornik nr 5) do 11,6 mg N/dm<sup>3</sup> (zbiornik nr 42), (tab. 1). Stwierdzone ilości amoniaku były dość zróżnicowane, na ich zawartość miały wpływ raczej czyn-

niki fizyczno-chemiczne. Dobre natlenienie tych wód wyklucza wpływ czynników biologicznych (obecność bakterii denitryfikacyjnych).

Zawartość soli amonowych w wodach zbiorników pozostałych wynosiła od 0,00 mg N/dm<sup>3</sup> (zbiornik nr 3) do 59,2 mg N/dm<sup>3</sup> (zbiornik nr 18), (tab. 2).

Przyczyną tak wysokiego stopnia zróżnicowania stężeń tych soli były zarówno czynniki fizyczne (dopływ ścieków) i chemiczne, lecz także procesy biologiczne:

- synteza (pobór przez rośliny),
- redukcja (denitryfikacja).

Najwyższe stężenia amoniaku (50,2 i 57,4 mg N/dm<sup>3</sup>) stwierdzono, jak należało oczekiwać, w zbiornikach 18 i 19, zanieczyszczonych ściekami zakładów mięsnych.

#### Azotyny

Stężenia azotynów w wodach zbiorników acidotroficznym mieściły się w granicach od 0,000 mg N/dm<sup>3</sup> (kilku zbiorników) do 0,207 N/dm<sup>3</sup> (zbiornik nr 47). Zawartość azotynów w wodach zbiorników pozostałych wynosiła od 0,005 mg N/dm<sup>3</sup> (zbiornik nr 2) do 0,198 mg N/dm<sup>3</sup> (zbiornik nr 17), (tab. 2). Zakres zmian tego anionu w wodach omawianych zbiorników był zbliżony do zakresu stężeń w wodach grupy acidotroficznej. Najwyższe ilości azotynów stwierdzono w zbiornikach (nr 17 i 19) zanieczyszczonych ściekami zakładów mięsnych. Źródłem azotynów w wodzie omawianej grupy zbiorników były poza czynnikami fizyczno-chemicznymi procesy nitryfikacyjne i denitryfikacyjne (niskie zawartości tlenu lub jego brak).

#### Azotany

Zawartość azotanów w wodach zbiorników acidotroficznym wahała się od 0,05 mg N/dm<sup>3</sup> (zbiornik nr 55) do 1,81 mg N/dm<sup>3</sup> (zbiornik nr 58), (tab. 1).

Stężenie azotanów w wodach zbiorników pozostałych wynosiły od 0,12 mg N/dm<sup>3</sup> (zbiornik nr 31) do 4,54 mg N/dm<sup>3</sup> (zbiornik nr 19), (tab. 2). Na zawartość azotanów w wodach obu grup zbiorników miały wpływ czynniki fizyczne, chemiczne oraz biologiczne (nitryfikacja).

#### Sód

Stężenie sodu w wodach zbiorników acidotroficznym mieściły się w granicach od 1,8 mg N/dm<sup>3</sup> (zbiornik nr 47) do 41 mg Na/dm<sup>3</sup> (zbiornik nr 56), (tab. 1). Były to ilości dość zróżnicowane, wynikające głównie z wpływu czynników fizycznych (geologicznych). Zawartość sodu w wodach zbiorników pozostałych wahała się od 2,9 mg Na/dm<sup>3</sup> (zbiornik nr 34) do 40 mg Na/dm<sup>3</sup> (zbiornik nr 10), (tab. 2). Zakres zmian stężeń sodu w tej grupie zbiorników był bardzo zbliżony do stężeń tego składnika w wodach grupy acidotroficznej. Zawartości tego pierwiastka w zbiornikach nr 18 i 19 (15,5 i 16 mg Na/dm<sup>3</sup>) nie wskazują na wpływ dopływających zanieczyszczeń.

#### Potas

Zawartość potasu w wodach zbiorników acidotroficznym wynosiła od 3,6 mg K/dm<sup>3</sup> (zbiornik nr 54) do 30 mg K/dm<sup>3</sup> (zbiornik nr 55), (tab. 1). Stężenie potasu



w wodach zbiorników pozostałych wahały się od 1,9 mg K/dm<sup>3</sup> (zbiornik nr 32) do 62 mg K/dm<sup>3</sup> (zbiornik nr 19), (tab. 2). Najwyższe stężenia tego pierwiastka (53, 52 i 62 mg K/dm<sup>3</sup>) stwierdzono w zbiornikach pozostałych pod wpływem dopływających ścieków (zbiornik nr 17, 18 i 19).

#### Wapń

Stężenia wapnia w wodach zbiorników acidotroficznym mieściły się w granicach od 13 mg Ca/dm<sup>3</sup> (zbiornik nr 36) do 196 mg Ca/dm<sup>3</sup> (zbiornik nr 62), (tab. 1). Na wysokie ilości wapnia w wodach wielu zbiorników wpłynął zapewne kwas siarkowy (tworzący łatwo rozpuszczalne sole). Zawartość wapnia w wodach zbiorników pozostałych wahała się od 10 mg Ca/dm<sup>3</sup> (zbiornik nr 32) do 82,5 mg Ca/dm<sup>3</sup> (zbiornik nr 14), (tab. 2) i kształtowała się pod wpływem zasobności biotopu w ten pierwiastek oraz stężeń wolnego dwutlenku w wodzie.

#### Magnez

Zawartość magnezu w wodach zbiorników acidotroficznym wahała się od 19 mg Mg/dm<sup>3</sup> (zbiornik nr 56) do 336 mg Mg/dm<sup>3</sup> (zbiornik nr 57), (tab. 1). Wysokie stężenia tego pierwiastka w wodach kilku zbiorników tej grupy były zapewne spowodowane obecnością tego pierwiastka w postaci soli kwasu siarkowego.

Stężenia magnezu w wodach zbiorników pozostałych wynosiły od 3,5 Mg/dm<sup>3</sup> (zbiornik nr 1) do 111 mg Mg/dm<sup>3</sup> (zbiornik nr 17), (tab. 2). Na podkreślenie zasługuje stwierdzenie wystąpienia najwyższych stężeń magnezu w wodach zbiorników pozostałych pod wpływem dopływających z zakładów mięsnych zanieczyszczeń (zbiornik nr 17 i 19).

#### Żelazo

Stężenia żelaza ogólnego w wodach zbiorników acidotroficznym mieściły się w granicach od 0,02 mg Fe/dm<sup>3</sup> (zbiornik nr 20) do 20,3 mg Fe/dm<sup>3</sup> (zbiornik nr 59), (tab. 1). Na tak duże zróżnicowanie ilości tego pierwiastka w wodach tej grupy zbiorników wpłynęła jego obecność w biotopie oraz zakwaszenie wody.

Zawartość żelaza ogólnego w wodach zbiorników pozostałych wahała się od 0,02 mg Fe/dm<sup>3</sup> (zbiornik nr 7) do 11,4 mg Fe/dm<sup>3</sup> (zbiornik nr 14), (tab. 2). Kolejna wartość z najwyższych stężeń tego pierwiastka wynosiła 5,0 mg Fe/dm<sup>3</sup> (zbiornik nr 19) a w prawie 50% tej grupy zbiorników ilości żelaza ogólnego w wodzie nie przekraczały 0,30 mg Fe/dm<sup>3</sup> (tab. 2).

#### Utlenialność

Utlenialność wód zbiorników acidotroficznym wynosiła od 1,2 mg O<sub>2</sub>/dm<sup>3</sup> (zbiornik nr 63) do 21,6 mg O<sub>2</sub>/dm<sup>3</sup> (zbiornik nr 47). Na ogół wskaźnik ten w tej grupie zbiorników miał niskie wartości; stwierdzono tylko trzy przypadki utlenialności mieszczące się w granicach od 10 do 21,6 mg O<sub>2</sub>/dm<sup>3</sup> (tab. 1).

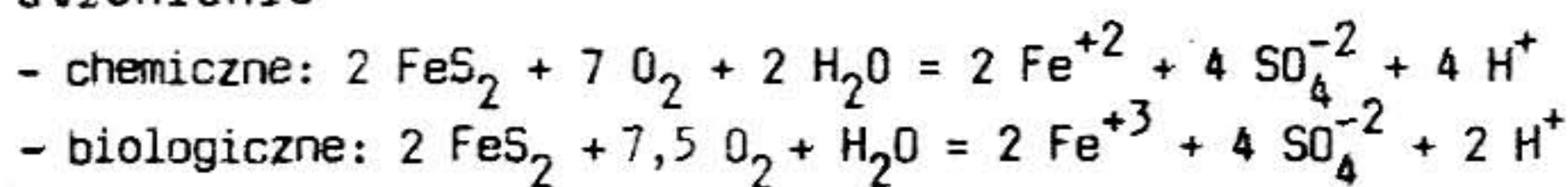
Utlenialność wód zbiorników pozostałych wahała się od 5,5 mg O<sub>2</sub>/dm<sup>3</sup> (zbiornik nr 37) do 196 mg O<sub>2</sub>/dm<sup>3</sup> (zbiornik nr 18). Tę grupę zbiorników charakteryzują znacznie wyższe wartości i zróżnicowanie tego wskaźnika a wynikające z większej ilości związków organicznych pochodzenia autochtonicznego i allochtonicznego (zbiornik nr 18 i 19).



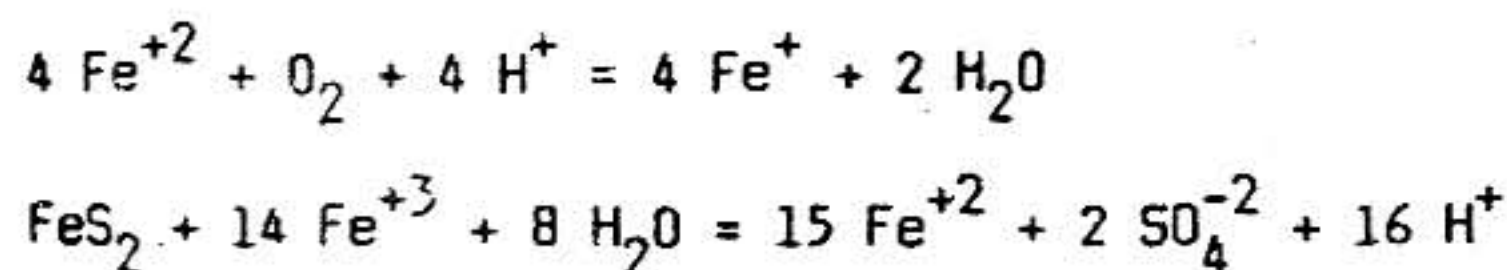
#### 4. Dyskusja

Zbiorniki acidotroficzne różniły się od zbiorników pozostałych przede wszystkim niskim odczynem nie przekraczającym 4,0 pH, występowaniem kwasowości mineralnej oraz brakiem zasadowości. Wody zbiorników acidotroficznych cechowało ponadto występowanie częstych przypadków bardzo wysokich stężeń żelaza oraz wysokich stężeń wapnia i magnezu. Przyczyną zakwaszenia wód tej grupy zbiorników były towarzyszące pokładowi węgla brunatnego piryty, które wydobyte na powierzchnię ulegały w gruntach nasypowych złożonym procesom rozkładu. Zdaniem Bakera i Wilshire'a (1970) oraz Walsh'a i Mitchella (1972) procesy te obejmowały następujące etapy:

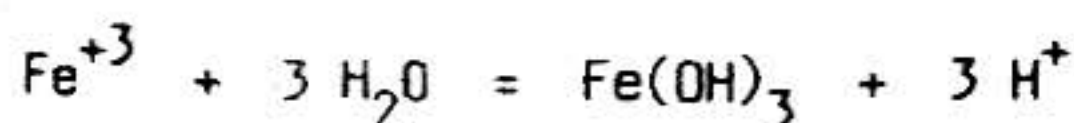
##### a) utlenianie



##### b) tzw. cykliczną degradację



##### c) hydrolizę (wytrącanie) związków żelaza trójwartościowego



Na rozmieszczenie zbiorników o wodzie kwaśnej w wyróżnionych grupach "pojezierza antropogenicznego" miało wpływ szereg czynników, do najważniejszych należą:

- budowa geologiczna obszaru węglonośnego,
- sposób eksploatacji węgla brunatnego (względny i wyrobiskowy),
- sposób napełniania i zasilania wodą utworzonych zbiorników,
- wiek powyrobiskowych zbiorników.

Wg Matejczuka (1986) zbiorniki acidotroficzne w rozwoju ontogenetycznym zmierzają do przekształcenia swoich wód z typu siarczanowo (żelazowo-wapniowego), w typ wodorowęglanowo-wapniowy. Wydaje się, że powyższa droga rozwoju nie dotyczyła wszystkich zbiorników, co wynikać mogło z budowy geologicznej oraz sposobu eksploatacji węgla brunatnego. W przypadku zbiorników zapadliskowych nie musiało dojść do zetknięcia piritów z tlenem atmosferycznym, ponadto nie we wszystkich przypadkach pokładowi węgla towarzyszyły siarczki żelaza. Wobec powyższego brak zbiorników acidotroficznych w rejonie Tuplic oraz zdecydowanie mniejsza ich ilość w rejonie Trzebieli i Kamienicy mogła wynikać z budowy geologicznej tego obszaru i sposobu eksploatacji węgla - genezy tych zbiorników. Wg Kozackiego (1978) zbiorniki w rejonie Tuplic oraz Trzebieli i Kamienicy należą do typu zapadliskowego.

Obecność tylko jednego zbiornika (nr 5) o wodzie kwaśnej (pH 3,9) w rejonie Tuplic nie oznacza, że w okresie ich powstawania (ok. 100 lat temu) nie było ich więcej.

Zastanawiającym jest jednak stwierdzenie obecności tylko trzech zbiorników (nr 33, 35 i 39) o odczynie wody pośrednim (pH 5,4 - 5,8) pomiędzy zbiornikami acidotroficzny-



mi i pozostałymi. Jeden z nich (zbiornik nr 39) położony na terenie wioski Chwaliszowice powstał w miejscu wybranego żwiru, stąd słabo kwaśny odczyn wody (pH 5,9) był wynikiem zmniejszonego dopływu wapnia. A zatem zaledwie dwa zbiorniki (nr 33 i 35) leżące wśród lasów mogą znajdować się na etapie przekształcania się ich wód w typ wodorowęglanowo-wapniowy. Brak większej ilości zbiorników "przejściowych" pomiędzy dwiema wyróżnionymi grupami (acidotroficzne i pozostałe) możnaby tłumaczyć gwałtownym przebiegiem procesów chemicznych w końcowym etapie przemian z jednego typu wód w typ drugi (Matejczuk 1986).

Z dokonanego rozpoznania wynika, że liczba zbiorników acidotroficznych na obszarze "pojezierza antropogenicznego" może sięgać liczby 40-tu lub niwiele ją przekroczyć. Podjęcie rekultywacji tych zbiorników wiąże się z koniecznością prowadzenia dalszych szczegółowych badań.

### Literatura

- [ 1 ] Chwastek J. - Możliwość oddziaływania starych wyrobisk górniczych Dolnego Śląska na zagospodarowanie terenu. Prace Naukowe Ośrodka Badań Prognostycznych Politechniki Wrocławskiej, Nr 3, Seria: Konferencje Nr 1. Badania prognostyczne a problemy ochrony środowiska, Wrocław 1974.
- [ 2 ] Hermanowicz W., Dożańska W., Dojlido J., Koziorowski B. - Fizyczno-chemiczne badanie wody i ścieków. Wyd. ARKADY, Warszawa 1976.
- [ 3 ] Kozacki L. - Jeziora antropogeniczne, ich znaczenie w środowisku geograficznym i możliwości zagospodarowania. Sympozjum Naukowe "Jeziora Ziemi Lubuskiej, ich wykorzystanie i ochrona przed zanieczyszczeniami", Zielona Góra - Łagów 18-19 maja 1976, s. 141-150. 1978.
- [ 4 ] Matejczuk W. - Charakterystyka ekologiczna zbiorników wodnych w wyrobiskach po-eksploatacyjnych węgla brunatnego. Politechnika Wrocławska, Instytut Inż. Ochrony Środowiska (praca doktorska), 1986.
- [ 5 ] Praca zbiorowa pod red. S. Kozłowskiego - Surowce mineralne Ziemi Lubuskiej, s. 1 - 123, Warszawa 1978.
- [ 6 ] Walsh F., Mitchell R. - A pH-dependent succession of iron bacteria. Environmental Science and Technology, 6/19, s. 809 - 812. 1972.
- [ 7 ] Żaba J. - Zarys historii eksploatacji surowców powierzchniowych województwa zielonogórskiego. WSIInż. Zielona Góra, 1976, Zeszyty Naukowe Nr 43, Budownictwo 8, s. 107 - 133.

---

Prof. dr hab. Adam Solski, mgr inż. Władysław Matejczuk, dr inż. Andrzej Jędrzak - Wyższa Szkoła Inżynierska w Zielonej Górze.

Adam Solski, Wiesław Matejczuk, Andrzej Jędroczak

## PRZYCZYNY I SKUTKI ZAKWASZENIA WÓD RZEKI CHWALISZÓWKI

### 1. Wstęp

Wydobyciu węgla brunatnego w rejonie Tuplice-Łęknica towarzyszyło powstanie skupiska licznych zbiorników, nazwanego przez Kozackiego (1978) "pojezierzem antropogenicznym". Zbiorniki te stały się ważnym elementem w ogólnym obiegu wody na tym obszarze. Zbiorniki położone na południe od Tuplic są w przeważającej mierze obszarami bezodpływowymi, natomiast na północ od linii kolejowej Tuplice-Żary zostały przekopane rowy odwadniające, które włączają ten obszar w system drobnych cieków. Na południe od Trzebieli i Kamienicy część zbiorników należy do zlewni małych cieków, które są dopływami Nysy tużyckiej. W rejonie na północny wschód od Łęknicy znajdują się skupiska zbiorników z którego tylko pojedyncze zbiorniki włączają się do powierzchniowego obiegu wody (Kozacki, 1978).

Badania zbiorników "pojezierza antropogenicznego" przeprowadzone w latach 80-tych (Matejczuk 1986, Solski i inni - w druku) wykazały, że wody niektórych z nich różnią się znacznie od przeciętnego składu chemicznego wód powierzchniowych, w naszym kraju. Zasadniczą cechą wyróżniających się zbiorników był niski odczyn wody, nie przekraczający 4,0 pH. Zbiorniki te w liczbie około 40-tu zwane acidotroficznymi grupują się głównie na południowy wschód od Kamienicy, a następnie w rejonie od Chwaliszowic do Łęknicy (Solski i inni, w druku). W pobliżu wsi Chwaliszowice bierze swój początek mała rzeczka zwana Chwaliszówką. U źródeł tej rzeczki znajduje się kilka zbiorników acidotroficzných, które decydują o składzie chemicznym jej wody. Niski odczyn wody rzeki Chwaliszówki, którego przyczyną są złożone procesy rozkładu perytów, towarzyszących pokładom węgla brunatnego, jest bodajże jedynym zjawiskiem w kraju.

Podjmując się oceny wpływu zbiorników acidotroficzných na rz. Chwaliszówkę wykonano badania, których zakres obejmował: skład chemiczny wód tych zbiorników, skład chemiczny wód i osadów denných Chwaliszówki oraz skład gatunkowy peryfitonu tej rzeki.

\*) Praca wykonana w ramach tematu CPBP nr 03.09 "Metody analizy i użytkowania zasobów wodnych.



## 2. Teren badań

Rzeczka Chwaliszówka bierze swój początek z podmokłego terenu położonego na południowy wschód od wsi Chwaliszowice na wysokości około 140 m n.p.m. Blżej wsi od południa i południowego wschodu znajduje się kilka zbiorników powstałych w wyniku eksploatacji węgla brunatnego, które w sposób bezpośredni i pośredni oddziałują na wody badanej rzeczki. Długość rz. Chwaliszówki wynosi około 6,4 km. Płyynie ona głównie przez łąki i pastwiska, towarzyszą jej zagałniki i pojedyncze drzewa, w kilku miejscach ociera się o tereny leśne. Uchodzi w Żarkach Wielkich do kanału (na wysokości ok. 95 m n.p.m.), który łączy się z Nysą Łużycką (rys. 1). Osady dennie rz. Chwaliszówki wybitnie mineralne, sporo tu piasku i żwiru; w Żarkach Wielkich koryto rzeczki było całkowicie wyłożone głazami, co nie umożliwiło pobranie próbek osadów. Znaczne ilości żelaza w wodach tej rzeczki spowodowały jego wytrącanie się w postaci żółto-brązowych nalotów na dnie koryta, zanurzonych i wystających z wody kamieniach, roślinach, korzeniach drzew itp.

W dniu poboru prób wody dokonano pomiarów przepływu wody w rz. Chwaliszówce i jej dopływach (tab. I). Rzeczkę zasilają: rów odprowadzający wody ze zbiornika nr 38 (stan 2), lewobrzeżny kilkuset metrowej długości dopływ (stan 4) oraz prawobrzeżny dopływ (stan 6), liczący ok. 4 km długości. Inne napotkane dopływy - ciekły przedstawiały słabo sączące się strużki wody, nie mające praktycznego znaczenia.

Zlewnię rz. Chwaliszówki o powierzchni 24,94 km<sup>2</sup> pokrywają w ok. 35% lasy, na pozostałą część składają się głównie użytki rolne, a następnie wody, osiedla i drogi. Zlewnia usiana jest licznymi pagórkami, sięgającymi 171,4 m n.p.m.

## 3. Materiał i metody

Zbiorniki nr nr 37, 38, 40, 42 i 43 badane były w sierpniu, natomiast rz. Chwaliszówka i jej dopływy 10 listopada 1986 roku. Próby wody, osadów dennych i peryfitonu pobrano z 9 stanowisk, których rozmieszczenie przedstawia rys. 1. Podstawowy skład chemiczny wody oraz osadów dennych oznaczono wg Hermanowicza i innych [9], sól, potas i wapń oznaczono na fotometrze płomieniowym Flapho 4, a pozostałe metale na spektrofotometrze absorpcji atomowej Varian Techtron stosując ekstrakcję metali karbominianem amonu w ketonie metyloizobutylovym.

Peryfiton zbierano, z uwagi na brak roślinności naczyniowej w rzece Chwaliszówce, przede wszystkim z podłoża martwego tj. kamieni i opadłych liści oraz z sięgających do rzeki korzeni drzew i innych roślin rosnących w strefie przybrzeżnej. Przynależność gatunkową organizmów oznaczano w próbach nie utrwalanych w oparciu o odpowiednie klucze (Bacteria-Häsler I., 1982; Mycophyta-Barnett H.L.; 1961 Bacillariophyceae - Siemińska J., 1964; Euglenophyceae - Starmach K., 1983; Chlorophyta-Huber-Pestalozzi G., 1961, Starmach K., 1972; Ciliata-Kahl A., 1935; Rotatoria-Voight M., 1957; Chironomidae-Romaniszyn W., 1958, Rozkosny R., 1980).



#### 4. Wyniki

##### 4.1. Fizyczno-chemiczne cechy wód zbiorników

Zbiornik nr 38, leżący obok wsi Chwaliszowice, okazał się zbiornikiem meromiktycznym. Miksolimnion sięgał do głębokości ok. 8 m, zaś poniżej od 9 m do około 17 m monolimnion. Ostry skok termiczny powyżej  $3^{\circ}\text{C}$  (1 m) usytuowany był płytko (3-5 m).

Odczyn wody w mikrolimnionie wahał się od 2,9 do 3,1 pH, natomiast w monolimnionie wynosił od 5,4 do 6,1 pH. Miksolimnion pozbawiony był zasadowości, wykazując obecność kwasowości mineralnej, w monolimnionie było odwrotnie, wysokiej zasadowości towarzyszył brak kwasowości mineralnej (tabela II). Wody monolimnionu pozbawione były tlenu rozp., towarzyszyły temu ogromne ilości żelaza ( $640-910 \text{ mg Fe/dm}^3$ ), amoniaku ( $47,7 - 125 \text{ mg N/dm}^3$ ), brak azotanów oraz stosunkowo znaczne ilości fosforanów ( $0,192 - 0,330 \text{ mg P/dm}^3$ ). Wody monolimnionu charakteryzował ponadto znaczny stopień zmineralizowania, co znalazło swoje odbicie w dużych stężeniach siarczanów ( $1300-1750 \text{ mg SO}_4/\text{dm}^3$ ), wysokich zawartościach wapnia i magnezu, wysokiej zasadowości og., średniej twardości og. oraz podwyższonym przewodnictwie (tab. II).

Stwierdzone zróżnicowanie składu chemicznego wody w profilu pionowym zbiornika wskazuje na podziemne jego zasilanie wodami typu wodoro-węglowo-wapniowego. Dopływ tych wód spowodował zmianę odczynu wód monolimnionu z silnie kwaśnego na słabo kwaśny. Proces dalszych przemian fizyczno-chemicznych wody w tym zbiorniku trwa.

Skład chemiczny wód powierzchniowych trzech dalszych zbiorników (nr 40, 42 i 43), leżących w pobliżu wsi Chwaliszowice cechował niski odczyn ( $2,9 - 3,1 \text{ pH}$ ), obecność kwasowości mineralnej, brak zasadowości og., wysoka zawartość żelaza og. ( $11,4-20,5 \text{ mg Fe/dm}^3$ ) i amoniaku ( $5,8-11,6 \text{ mg N/dm}^3$ ). Są to zbiorniki acidotroficzne (tab. III).

Zbiornik nr 37, położony na północny wschód od wsi Gniewoszowice stanowi podstawowe źródło wody prawobrzeżnego dopływu rzeki Chwaliszówki (rys. 1).

Skład chemiczny wody tego zbiornika różni się zasadniczo od wód zbiorników omówionych wyżej, a przede wszystkim znacznie wyższym odczynem wody ( $\text{pH } 6,6$ ), brakiem kwasowości mineralnej i niską zawartością żelaza og. ( $0,07 \text{ mg Fe/dm}^3$ ). Twardość og. wynosiła  $4,1 \text{ mval/dm}^3$  co kwalifikuje wodę tego zbiornika do grupy wód o średniej twardości.

Zawartość kationów:

- sodu,
- potasu,
- wapnia,
- magnezu,

niska (tab. III), charakterystyczna dla wód słabo zmineralizowanych i czystych.

Niska utlenialność ( $5,5 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$ ) wskazuje na niską produkcję pierwotną w tym zbiorniku. Czynnikiem ograniczającym rozwój biomasy glonów nie był azot mineralny, czego dowodem były stwierdzone ilości soli amonowych ( $0,42 \text{ mg N/dm}^3$ ) i azotanów ( $1,58 \text{ mg N/dm}^3$ ).



#### 4.2. Fizyczno-chemiczne cechy wód rzeki Chwaliszówki i jej dopływów

Chwaliszówka w górnym przyźródłowym odcinku (stan 1) miała wodę o niskim odczynie (pH 3,5), wykazała obecność kwasowości mineralnej, pozbawiona była zasadowości. Ponadto zawierała podwyższone ilości żelaza og. ( $8,3 \text{ mg Fe/dm}^3$ ) i siarczanów, była dobrze natleniona.

Dopływ ze zbiornika nr 38 (stan 2) charakteryzował niski odczyn (pH 3,3), wysoka kwasowość min. ( $3,4 \text{ mval/dm}^3$ ), brak zasadowości og., wysoka zawartość żelaza og. ( $28,6 \text{ mg Fe/dm}^3$ ), podwyższona ilość magnezu, soli amonowych i siarczanów oraz dobre natlenienie.

Chwaliszówkę poniżej rowu odprowadzającego wody ze zbiornika nr 38 (stan 3), cechowało w stosunku do stanowiska 1 nieznaczne obniżenie odczynu wody, wzrost kwasowości min., żelaza og. i soli amonowych. Stwierdzono znaczący wpływ zbiornika nr 38 na skład chemiczny wód tej rzeczki (tab. I).

Lewobrzeżny dopływ (stan 4) charakteryzował się niskim odczynem wody (pH 3,3), wysoką (najwyższą spośród pobranych prób) kwasowością mineralną ( $4,8 \text{ mval/dm}^3$ ), dużą zawartością żelaza og. ( $44 \text{ mg Fe/dm}^3$ ), podwyższoną zawartością soli amonowych ( $2,92 \text{ mg N/dm}^3$ ) i azotanów ( $2,60 \text{ mg N/dm}^3$ ). Obecność piany na powierzchni wody, wysoka utlenialność ( $17,7 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$ ) oraz obniżona zawartość tlenu rozp. ( $4,6 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$ ), wskazują na zanieczyszczenie tego cieku (tab. I).

Skład chemiczny wody rzeki Chwaliszówki poniżej ujścia lewobrzeżnego dopływu (stan 5) nie wykazał istotnych różnic w porównaniu ze stanowiskiem 3 (tab. I). Przyczyną tego stanu były małe ilości wód ( $3,5 \text{ dm}^3/\text{sek}$ ) odprowadzane wyżej scharakteryzowanym dopływem (stan 4).

Prawobrzeżny dopływ (stan 6) zasilający w sposób znaczący Chwaliszówkę ( $28,1 \text{ dm}^3/\text{sek}$ ), charakteryzował się słabo kwaśnym odczynem wody (pH 5,8), brakiem kwasowości min., bardzo niską zasadowością og. ( $0,9 \text{ mval/dm}^3$ ) i twardością og. ( $2,1 \text{ mval/dm}^3$ ), stosunkowo niską zawartością żelaza ( $2,0 \text{ mg Fe/dm}^3$ ) i soli amonowych ( $0,32 \text{ mg n/dm}^3$ ) oraz bardzo niską zawartością wapnia ( $18 \text{ mg Ca/dm}^3$ ). Woda słabo zmineralizowana o bardzo niskiej zdolności buforowej (tab. I).

Skład chemiczny wody rzeki Chwaliszówki poniżej prawobrzeżnego dopływu (stan 7) przedstawia tab. I. W stosunku do stanowiska 5 stwierdzono nieznaczny wzrost odczynu, niewielkie obniżenie kwasowości min., twardości og., siarczanów, soli amonowych, żelaza og., manganu, wapnia i magnezu.

Chwaliszówka w Żarkach Wielkich (stan 8) wykazała wzrost odczynu wody do 4,0 pH, nieznaczne obniżenie kwasowości min. i zawartości tlenu rozp. Wartości pozostałych wskaźników fizyczno-chemicznych utrzymywały się na zbliżonym poziomie (tab. I).

Skład chemiczny wody przy ujściu do Nysy Łużyckiej (stan 9) w stosunku do stanowiska 8 charakteryzował się nieznacznym wzrostem odczynu do 4,2 pH i obniżeniem kwasowości min. do  $0,6 \text{ mval/dm}^3$ . Nieznaczny wzrost stężeń soli amonowych i chlorków oraz zmniejszenie zawartości tlenu rozp., może wskazywać na niewielki dopływ zanieczyszczeń z gospodarstw domowych i wiejskich.

#### 4.3. Osady dennie rzeki Chwaliszówki i jej dopływów

Osady dennie rzeki Chwaliszówki i jej dopływów miały charakter wybitnie mineralny, zawartość związków mineralnych wahała się od 91,2 do 97,2 %. Stężenie węgla org. i azotu org. wskaźników zawartości substancji organicznych nie były adekwatne do ilości substancji lotnych (straty po prażeniu). Węgiel organiczny utrzymywał się w przedziale od 0,89 do 1,37 %, znacznie większe zróżnicowanie stwierdzono w przypadku azotu organicznego: od 0,005 do 0,634 % (tab. IV). Badane osady charakteryzowały się dużą zawartością żelaza og. od 0,850 do 1,14 % i bardzo niskim stężeniem wapnia od 0,011 do 0,11 %. Stężenia fosforu og. wystąpiły w układzie trudnym do wyjaśnienia: stanowiska 5, 6 i 7 od 0,113 do 0,135 % P, stanowiska pozostałe od 0,011 do 0,027 % P.

Ilości manganu wahały się od 10 do 39 ppm Mn z wyjątkiem stanowiska 6 wykazującym aż 270 ppm.

Stężenia potasu wahały się od 0,019 do 0,064 % K, w trzech przypadkach były wyższe od stężeń wapnia (tab. IV). Zawartości sodu wynosiły od 0,005 do 0,011 % Na, wykazując tym samym słaby stopień zróżnicowania.

Pośród 5-ciu oznaczanych metali ciężkich najmniejsze ilości stwierdzono w przypadku kadmu (0,19-2,7 ppm), pozostałe wystąpiły w większych ilościach i w szerszych przedziałach wahań: nikiel 3,8-18,6 ppm, cynk 1,9-25 ppm, miedź 4,3-67 ppm, ołów 0,8-46 ppm. Najmniejsze ilości metali ciężkich wystąpiły w osadach na stanowisku 1 (17,19 ppm), zaś największe na stanowisku 7 (107,15 ppm) tab. IV.

#### 4.4. Peryfiton rzeki Chwaliszówki i jej dopływów

W przyrodzonym odcinku rzeki Chwaliszówki (stan 1) w największej ilości występowały: okrzemka - *Eunotia exigua* i euglenina - *Euglena mutabilis* (tab. V). Obecne były również bakterie, grzyby, bezbarwne wiciowce oraz w niewielkich ilościach, okrzemka - *Eunotia lunaris*, zielenice z rodzaju *Chlamydomonas*, zielenice nitkowate, orzęski i larwy Chironomidae.

W dopływie ze zbiornika nr 38 (stan 2) dominowały te same gatunki: okrzemka - *Eunotia exigua* i euglenina - *Euglena mutabilis*. Poza bakteriami i grzybami, pozostałe organizmy tj. zielenice z rodzaju *Chlamydomonas*, orzęski i larwy Chironomidae obecne były w barzo małych ilościach. Interesujące jest występowanie w peryfitonie na tym stanowisku grzyba *Anguilliospora longissima* - gatunku charakterystycznego dla wód alfa-mezosaprobnych.

W trzech Chwaliszówce poniżej rowu odprowadzającego wody ze zbiornika nr 38 (stan 3) najliczniejszymi gatunkami były również okrzemka - *Eunotia exigua* i euglenina - *Euglena mutabilis*. Stwierdzono także obecność bakterii (w tym żelazowych z rodzaju *Gallionella*), grzybów, bezbarwnych wiciowców oraz w niewielkich ilościach okrzemki *Eunotia lunaris*, zielenic z rodzaju *Chlamydomonas*, zielenic nitkowatych, orzęsków i larw Chironomidae.

Lewostronny dopływ rzeki Chwaliszówki (stan 4) charakteryzował się stosunkowo najuboższym składem gatunkowym peryfitonu. Dominowały te same co na poprzednich sta-



nowiskach organizmy - okrzemka *Eunotia exigua* i euglemina - *Euglena mutabilis*. Poza niezidentyfikowanymi bakteriami, grzybami i bezbarwnymi wiciowcami pozostałe wyróżnione grupy systematyczne tj. zielenice z rodzaju *Chlamydomonas*, orzęski i larwy *Chironomidae* reprezentowane były przez pojedyncze gatunki i nieliczne osobniki.

Poniżej ujścia lewobrzeżnego dopływu (stan 5) skład gatunkowy peryfitonu rzeki Chwaliszówki był bardziej zróżnicowany w porównaniu ze składem gatunkowym tej formacji ekologicznej na stanowisku 3. Dominowały: okrzemka *Eunotia exigua* i euglemina - *Euglena mutabilis*. Ponadto występowały bakterie (w tym bakterie żelazowe z rodzaju *Gallionella*), grzyby, bezbarwne wiciowce, oraz w niewielkich ilościach okrzemka *Eunotia lunaris*, zielenice z rodzaju *Chlamydomonas*, zielenice nitkowate, orzęski, wrotki i larwy *Chironomidae*. Jest to najdalej wysunięte w górę rzeki stanowisko, na którym stwierdzono obecność wrotków i jedyne stanowisko, na którym występowała zielenica *Microspora amoena*.

W prawobrzeżnym dopływie rzeki Chwaliszówki (stan 6) stwierdzono najbardziej zróżnicowaną pod względem składu gatunkowego biocenozę. Dominującym gatunkiem, występującym ponadto masowo była okrzemka *Eunotia exigua*. Duża liczebność tego gatunku wiąże się prawdopodobnie z niewielką zawartością wapnia w wodzie tego dopływu (okrzemka *Eunotia exigua* jest organizmem unikającym wapnia, (Mikulski 1974)). We względnie dużych ilościach obecne były także larwy *Chironomidae*. Na stanowisku tym stwierdzono również występowanie bakterii (w tym bakterii żelazowych z rodzaju *Gallionella* i *Lep-tothrix*), grzybów (w tym *Anguillospora longissima*), okrzemek *Eunotia lunaris* i *Navicula* sp., zielenic z rodzaju *Chlamydomonas*, zielenic nitkowatych, bezbarwnych wiciowców, orzęsków i wrotków.

Skład ilościowy i jakościowy peryfitonu rzeki Chwaliszówki poniżej ujścia prawobrzeżnego dopływu (stan 7) był prawie taki sam jak na stan. 6. W mniejszej ilości występowała jedynie *Euglena mutabilis* i nie stwierdzono nitkowatej zielenicy *Microspora amoena*.

W rzece Chwaliszówce w Żarkach Wielkich (stan. 8) najliczniejszym gatunkiem była okrzemka *Eunotia exigua*. Obecne były również bakterie (w tym bakterie żelazowe z rodzaju *Gallionella*), grzyby, bezbarwne wiciowce oraz w stosunkowo niewielkiej ilości, okrzemki *Eunotia lunaris*, *Nitzschia thermalis* var. *minor*, zielenice z rodzaju *Chlamydomonas*, zielenice nitkowate, orzęski, wrotki i larwy *Chironomidae*.

Przy ujściu rzeki Chwaliszówki do rzeki Nysy Łużyckiej (stan 9) skład jakościowy ulegał nieznacznym w porównaniu ze stan. 7, zmianom. Dodatkowo pojawiły się wrotki z rodzaju *Philodina*.

## 5. Dyskusja

Odczyn większości wód naturalnych mieści się w granicach od 6,5 do 8,5 pH. Spotyka się również wody naturalne, których odczyn znacznie odbiega od podanego wyżej przedziału. Np. wody podziemne o dużej zawartości dwutlenku węgla, wody spływające z obszarów ubogich w wapń oraz wody pochodzące z torfowisk mają odczyn w granicach od 4,5 do 6,5 pH. Przyczyną tak dużego zróżnicowania odczynu jest różna zawartość w tych wodach dwutlenku węgla wolnego i związanego (wodorowęglany).



Wody kwaśne mogą wystąpić także w wyniku ich zanieczyszczenia ściekami i odpadami przemysłowymi. Ostatnio wiele uwagi poświęca się oddziaływaniu zanieczyszczeń atmosferycznych ( $\text{SO}_2$ ,  $\text{NO}$ ) na odczyn gleb i wód powierzchniowych (Wróbel 1985). Znany jest problem acidyfikacji jezior skandynawskich wywołany "kwaśnymi deszczami". Np. w jeziorze Gardjson (Szwecja), będącym obiektem szerokich badań ekologicznych, stwierdzono obniżenie odczynu wody do 4,7 pH (Anderson i Ollson 1985).

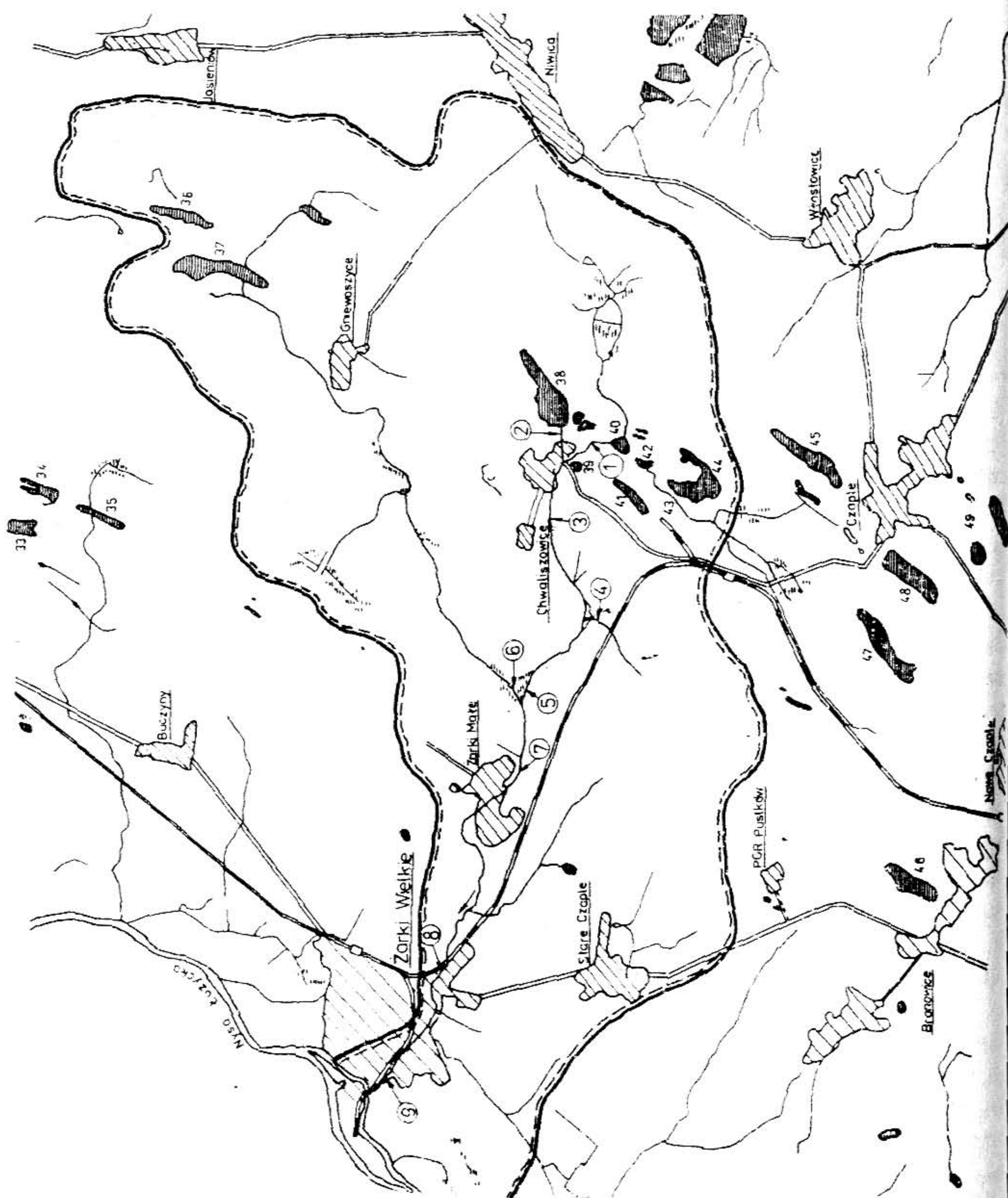
W przypadku rzeki Chwaliszówki odczyn wody w dniu badań (10.XI.1986) wahał się od 3,4 do 4,2 pH (tab. I). Przyczyną bezpośrednią tak silnego obniżenia odczynu wód tej rzeczki był dopływ wód kwaśnych ze zbiorników powstałych na obszarze powyrobowym po węglu brunatnym. Tego typu zbiorniki znajdują się na zachód od Nysy Łużyckiej, będąc obiektem szczególnego zainteresowania badaczy NRD (Müller 1959, Pietsch 1979a,b). Występują one także w innych częściach świata np. w Stanach Zjednoczonych (Dugan 1972). Zasadniczym czynnikiem powodującym zanieczyszczenie wód tych zbiorników jest piryt ( $\text{FeS}_2$ ). Jego utlenienie i dalsze przemiany, w których udział biorą bakterie z grupy *Thiobacillus* - *Ferrobacillus* prowadzą po powstania:  $\text{Fe}^{3+}$ ,  $\text{H}^+$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$  i energii w formie elektronów wykorzystanej przez w/w bakterie acidofilne (Tuttle i inni 1969, Dugan i inni 1970). Stężenie jonów wodorowych tych wód osiąga wartość ok. 2,3 pH, a w wyjątkowych przypadkach 1,8 pH (Dugan 1972).

Dwuletnie badania rzeki Chwaliszówki i jej dopływów przeprowadzone przez Ośrodek Badań i Kontroli Środowiska wykazały, że odczyn wody w końcowym odcinku (stan. 8) wahał się od 3,1 do 4,3 pH (tab. 1). Powyższe stwierdzenie dowodzi znacznej zmienności składu chemicznego wód zasilających ją zbiorników i wód opadowych (teren pagórkowaty).

Stężenie jonów wodorowych należy do istotnych czynników decydujących o życiu organizmów. Obniżenie odczynu wody poniżej 5,0 pH powoduje eliminację większości organizmów. Wg danych Ministerstwa Rolnictwa w Szwecji, w wodach o odczynie poniżej 4,5 pH ryby giną (Wróbel 1985). We wspomnianym jez. Gardjson, którego odczyn wody wynosił 4,7 pH, ryby praktycznie nie występowały. Spośród organizmów zooplanktonowych stwierdzono np. obecność niektórych gatunków wrotków (z rodzaju *Keratella*, *Polyarthra* i *Ascomorpha*) i skorupiaków (*Eudiaptomus gracilis* i *Bosmina coregoni*); na podkreślenie natomiast zasługuje fakt ustąpienia okrzemek (Andersson i Ollson 1985).

Biorąc pod uwagę warunki fizyczne i chemiczne w rzece Chwaliszówce w dniu przeprowadzonych badań (temperatura: 5,3-7,2°C, odczyn: 3,4-4,2 pH i inne) rozwój życia biologicznego w tej rzece oceniany na podstawie składu gatunkowego peryfitonu (tab. V), należy uznać za typowy dla występujących w tym rejonie wód acidotroficznych (Matejczuk 1986). W skład tej formacji ekologicznej wchodzi stosunkowo niewielka ilość gatunków, nawet jeżeli weźmie się pod uwagę, że w niniejszej pracy przyjęto dość szeroki zakres pojęcia peryfiton. Czynnikiem ograniczającym rozwój organizmów poroślowych w rzece Chwaliszówce są nie tylko właściwości fizyczno-chemiczne wody ale również występowanie na potencjalnych podłożach stosunkowo dużej ilości wytrąconego wodorotlenku żelazowego. Na powierzchniach pokrytych tym osadem ilości organizmów były bowiem znacznie mniejsze niż na powierzchniach odsłoniętych.





## OBJAŚNIENIA:

- zbiorniki wodne
- ① - stanowisko poboru prób wody, osadów, peryfitonu
- 38-49 - nr nr zbiorników
- granica zlewni

Rys. 1. Zlewnia rzeki Chwaliszówki  
(Skala 1:25000)

## FIZYCZNO-CHEMICZNA CHARAKTERYSTYKA WÓD RZ. CHWAŁISZÓWKI I JEJ DOPŁYWÓW

Lp.	Wskaźnik	Nz próby	1	2 <sup>*)</sup>	3	4 <sup>*)</sup>	5	6 <sup>*)</sup>	7	8	9	8 <sup>**)</sup>
1.	Przepływ wody	dm <sup>3</sup> /sek	22,0	38,6	60,4	3,4	63,8	28,1	92,5	-	-	-
2.	Temperatura	°C	5,3	6,5	6,5	8,0	7,0	6,7	6,9	7,0	7,0	-
3.	Barwa	mg Pt/dm <sup>3</sup>	5	18	15	20	20	10	20	25	20	5-20
4.	Odczyn	pH	3,5	3,3	3,4	3,3	3,5	5,8	3,6	4,0	4,2	3,1-4,3
5.	Przewodnictwo	s m <sup>-1</sup>	0,052	0,066	0,069	0,073	0,061	0,013	0,047	0,043	0,037	-
6.	Ilen rozp.	mg O <sub>2</sub> /dm <sup>3</sup>	10,7	10,2	10,5	4,6	10,0	8,4	11,2	9,8	8,8	8,7-11,7
7.	Nasylenie tlenem	% O <sub>2</sub>	87,1	85,6	88,2	40,1	85,0	70,9	95,0	83,3	74,8	75,2-94,5
8.	Kwasowość ogólna	mval/dm <sup>3</sup>	0,9	3,7	1,9	6,7	1,8	0,5	2,0	1,5	0,9	-
9.	Kwasowość min.	mval/dm <sup>3</sup>	0,8	3,4	1,7	4,8	1,7	0,0	1,3	1,0	0,6	0,3-2,1
10.	Zasadowość	mval/dm <sup>3</sup>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,9	0,0	0,0	0,0	-
11.	Twardość ogólna	mval/dm <sup>3</sup>	6,0	8,1	7,7	4,3	6,1	2,1	5,6	5,5	5,4	3,2-4,7
12.	Sole amonowe	mg N/dm <sup>3</sup>	0,50	1,72	1,70	2,92	1,78	0,32	1,68	1,32	1,80	0,5-5,0
13.	Azotyny	mg N/dm <sup>3</sup>	0,001	0,013	0,010	0,015	0,002	0,002	0,002	0,002	0,003	-
14.	Azotany	mg N/dm <sup>3</sup>	0,40	0,54	0,60	2,60	0,56	0,52	0,52	0,48	0,50	-
15.	Fosfor. min.	mg P/dm <sup>3</sup>	0,005	0,003	0,040	0,003	0,011	0,022	0,020	0,040	0,028	-
16.	Chlorki	mg Cl/dm <sup>3</sup>	15	29	18	12	16	16	17	16	25	10 - 22
17.	Siarczany	mg SO <sub>4</sub> /dm <sup>3</sup>	110	200	155	160	155	22	112	108	110	119-248
18.	Żelazo og.	mg Fe/dm <sup>3</sup>	8,3	28,6	28,5	44,0	32,0	2,0	25,3	23,2	20,8	6,0-24,0
19.	Mangan	mg Mn/dm <sup>3</sup>	0,63	1,45	1,00	0,68	0,86	0,22	0,64	0,68	0,77	0,5-2,0
20.	Sód	mg Na/dm <sup>3</sup>	6	7	7	5	7	7	7	7	6	-
21.	Potas	mg K/dm <sup>3</sup>	7	6,5	6	5	5	5	6	6	7	-
22.	Wapń	mg Ca/dm <sup>3</sup>	42	59	58	16	49	18	35	34	42	41-59
23.	Magnez	mg Mg/dm <sup>3</sup>	41	48	43	24	38	14	34	34	39	9-28
24.	ChZT	mg O <sub>2</sub> /dm <sup>3</sup>	6,5	8,8	13,0	26,8	14	5,8	11,6	10,2	27,2	-
25.	Utlenialność	mg O <sub>2</sub> /dm <sup>3</sup>	2,9	4,7	5,2	17,7	5,5	3,0	4,4	4,4	4,6	4,4-6,8

\*) dopływy

\*\*) wyniki comiesięcznych badań (zakres zmian) prowadzonych przez Woj. Ośrodek Badań i Kontroli Środowiska w Zielonej Górze w latach 1978-79.



## FIZYCZNO-CHEMICZNA CHARAKTERYSTYKA WÓD ZBIORNIKA NR 38 W PROFILU PIONOWYM

Tabela II

Lp.	Wskaźnik	Głębokość, m	0	1	3	5	7	9	11	13	14	15	16,5
1.	Temperatura $^{\circ}\text{C}$		22,9	22,4	18,6	12,4	9,8	9,0	8,5	8,5	8,7	8,8	9,2
2.	Barwa mg Pt/dm <sup>3</sup>		15	15	15	20	37	37	37	37	40	40	40
3.	Odczyn pH		3,1	3,1	3,1	3,0	2,9	5,9	6,0	6,0	6,1	5,6	5,4
4.	Przewodnictwo s <sup>m-1</sup>		0,129	0,117	0,129	0,136	0,138	0,156	0,264	0,314	0,332	0,338	0,344
5.	Tlen rozp. mg O <sub>2</sub> /dm <sup>3</sup>		9,0	8,4	9,9	11,2	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
6.	Nasylenie tlenem % O <sub>2</sub>		107,0	99,2	109,0	108,3	3,6	-	-	-	-	-	-
7.	Kwasowość org. mval/dm <sup>3</sup>		2,6	2,4	2,6	2,6	6,2	9,4	13,7	14,0	14,7	15,5	16,7
8.	Kwasowość min. mval/dm <sup>3</sup>		2,1	2,0	2,1	1,8	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
9.	Zasadowość org. mval/dm <sup>3</sup>		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	10,1	15,6	17,3	17,2	18,3	22,6
10.	Twardość og. mval/dm <sup>3</sup>		5,4	4,8	5,0	4,9	7,4	11,2	13,9	14,7	16,1	16,2	17,0
11.	Sole amonowe mg N/dm <sup>3</sup>		2,3	2,7	2,7	2,8	2,9	47,7	86,0	96,4	76,0	73,5	125
12.	Azotyny mg N/dm <sup>3</sup>		0,029	0,018	0,027	0,070	0,005	0,009	0,002	0,003	0,002	0,006	0,006
13.	Azotany mg N/dm <sup>3</sup>		0,41	0,42	0,49	0,46	0,74	0,15	0,10	0,00	0,00	0,00	0,00
14.	Fosforany mg P/dm <sup>3</sup>		0,003	0,000	0,000	0,005	0,192	0,210	0,287	0,330	0,291	0,228	0,263
15.	Chlorki mg Cl/dm <sup>3</sup>		24	24	14	12	12	12	12	14	42	24	18
16.	Siarczany mg SO <sub>4</sub> /dm <sup>3</sup>		257	242	271	245	743	1300	1460	1500	1510	1650	1750
17.	Żelazo og. mg Fe/dm <sup>3</sup>		10,5	13	17	16	220	640	730	750	740	850	910
18.	Mangan mg Mn/dm <sup>3</sup>		2,0	3,1	4,6	4,6	4,6	3,3	3,9	6,3	17,1	3,8	3,8
19.	Sód mg Na/dm <sup>3</sup>		4,7	5,9	5,6	7,7	5,9	7,3	6,6	6,3	8,4	6,3	7,3
20.	Potas mg K/dm <sup>3</sup>		4,2	4,9	4,9	5,2	6,2	9,9	11,5	12,3	12,8	13,2	16,0
21.	Wapń mg Ca/dm <sup>3</sup>		50,0	54,2	54,2	54,2	91,6	154	187	192	208	208	233
22.	Magnez mg Mg/dm <sup>3</sup>		33,8	26,4	27,0	26,4	34,3	42,5	53,9	67,1	69,3	70,2	64,8
23.	Utlenialność mg O <sub>2</sub> /dm <sup>3</sup>		5,2	7,0	9,0	5,4	28,4	50	64	92	93	126	140
24.	ChZT mg O <sub>2</sub> /dm <sup>3</sup>		22,4	26,1	26,1	93,3	37,3	112	142	130	134	145	179

## FIZYCZNO-CHEMICZNA CHARAKTERYSTYKA WÓD KILKU ZBIORNIKÓW W ZLEWNI RZ. CHWALISZÓWKI

Lp.	Wskaźnik	Zbiornik (nr)	37	40	42	43
1.	Temperatura	$^{\circ}\text{C}$	23,7	23,0	22,0	22,9
2.	Barwa	mg Pt/dm <sup>3</sup>	20	12	12	10
3.	Odczyn	pH	6,6	2,9	3,1	2,9
4.	Tlen rozp.	mg O <sub>2</sub> /dm <sup>3</sup>	9,9	6,8	5,7	8,0
5.	Nasylenie tlenem	% O <sub>2</sub>	119,4	81,1	66,8	95,2
6.	Kwasowość og.	mval/dm <sup>3</sup>	0,30	3,2	3,6	4,0
7.	Kwasowość min.	mval/dm <sup>3</sup>	0,00	2,3	3,0	2,8
8.	Zasadowość og.	mval/dm <sup>3</sup>	0,5	0,0	0,0	0,0
9.	Twardość og.	mval/dm <sup>3</sup>	4,1	8,1	8,2	7,7
10.	Sole amonowe	mg N/dm <sup>3</sup>	0,42	5,8	11,6	7,5
11.	Azotyny	mg N/dm <sup>3</sup>	0,014	0,031	0,040	0,036
12.	Azotany	mg N/dm <sup>3</sup>	1,58	0,32	0,40	0,32
13.	Żelazo og.	mg Fe/dm <sup>3</sup>	0,075	11,4	17,0	20,3
14.	Sód	mg Na/dm <sup>3</sup>	3,9	6,6	6,3	11
15.	Potas	mg K/dm <sup>3</sup>	6,5	4,9	5,2	9,9
16.	Wapń	mg Ca/dm <sup>3</sup>	54	67	79	79
17.	Magnez	mg Mg/dm <sup>3</sup>	17	58	52	45
18.	Utlenialność	mg O <sub>2</sub> /dm <sup>3</sup>	5,5	6,4	5,2	4,6



Tabela IV.

## SKŁAD CHEMICZNY OSADÓW DENNYCH RZ. CHWALISZÓWKI I JEJ DOPŁYWÓW

Lp.	Nr próby		1	2 <sup>x)</sup>	3	4 <sup>x)</sup>	5	6 <sup>x)</sup>	7	9
	Wskaźnik									
1.	Odczyn	pH	3,6	3,8	4,0	2,6	3,2	5,2	4,1	4,2
2.	Związki mineralne,	%	97,0	91,2	97,2	96,5	33,2	91,2	94,1	94,1
3.	Straty po prażeniu,	%	3,0	8,8	2,8	3,5	6,8	8,8	5,9	5,9
4.	Węgiel og. (C og.)	%	0,87	0,89	0,89	1,33	1,37	1,36	1,10	1,09
5.	Azot og. (N)	%	0,005	0,196	0,005	0,005	0,634	0,196	0,094	0,010
6.	Fosfor całk. (P)	%	0,011	0,013	0,023	-	0,135	0,117	0,113	0,027
7.	Żelazo og. (Fe)	%	0,850	0,860	0,930	0,980	1,140	0,970	1,040	0,880
8.	Sód (Na)	%	0,005	0,008	0,005	0,007	0,011	0,011	0,009	0,006
9.	Potas (K)	%	0,019	0,064	0,033	0,021	0,029	0,054	0,051	0,033
10.	Wapń (Ca)	%	0,013	0,011	0,022	0,055	0,090	0,110	0,100	0,029
11.	Mangan (Mn)	ppm	31	17	18	10	17	270	39	20
12.	Cynk (Zn)	ppm	2,9	5,1	3,9	1,9	6,4	25	9,6	8,2
13.	Miedź (Cu)	ppm	4,3	10,0	10,0	5,6	52	14	67	14
14.	Ołów (Pb)	ppm	0,8	24	3,9	16	17	46	20	1,3
15.	Kadm (Cd)	ppm	0,19	0,38	0,39	0,34	0,46	2,7	0,55	0,50
16.	Nikiel (Ni)	ppm	9,0	10,0	13,7	3,8	18,6	14,2	9,8	14,5
17.	Suma metali ciężkich	ppm	17,19	49,48	29,57	38,24	94,46	101,19	107,15	58,50

x) dopływy

## SKŁAD GATUNKOWY PERYFITONU RZ. CHWALISZÓWKI I JEJ DOPŁYWÓW

Organizmy	Stanowiska	1	2	3	4	5	6	7	8	9
<b>BACTERIA</b>										
Gallionella sp.		-	-	+	-	+	+	+	+	+
Leptothrix sp.		-	-	-	-	-	+	-	-	-
Bacteria n. det.		+	+	-	+	+	+	+	+	+
<b>MYCOPHYTA</b>										
Anguillospora longissima (SAC. et SYD.) INGOLD		-	+	-	-	-	+	-	-	-
Mycophyta n. det.		+	+	+	+	+	+	+	+	+
<b>BACILLARIOPHYCEAE</b>										
Eunotia exigua (KÜTZ.) RABENH.		+	+	+	+	+	+	+	+	+
E. lunaris (EHRENB.) GRUN.		+	-	+	+	+	+	+	+	+
Nitzschia thermalis var. minor MÜLLER		-	+	-	-	-	-	-	+	+
Navicula sp.		-	-	-	-	-	+	-	-	-
<b>EUGLENOPHYTA</b>										
Euglena mutabilis SCHMITZ		+	+	+	+	+	-	+	-	-
<b>CHLOROPHYTA</b>										
Chlamydomonas sphagnophila PASCH		-	-	-	-	-	+	-	-	-
Chlamydomonas sp.		+	+	+	+	+	+	+	+	+
Microspora amoena (KÜTZ.) RABENH.		-	-	-	-	+	-	-	-	-
Chlorophyta (filamentosa) n. det.		+	-	+	-	+	+	+	+	+
<b>FLAGELLATA APOCHROMATICA n. det.</b>		+	+	+	+	+	+	+	+	+
<b>CILIATA</b>										
Vorticella sp.		+	+	+	+	+	+	+	+	+
Ciliata n. det.		+	+	+	+	+	+	+	+	+
<b>ROTATORIA</b>										
Philodina sp.		-	-	-	-	-	-	-	-	+
Rotatoria n. det.		-	-	-	-	+	+	+	+	+
<b>DIPTERA</b>										
Chironomus f. l. plimosis.		+	+	+	+	+	+	+	+	+
Chironomidae n. det.		+	+	+	-	+	+	+	+	+

+ obecność stwierdzona, - obecność nie stwierdzona



W peryfitonie rzeki Chwaliszówka podobnie jak w acidotroficznym zbiorniku, z którego wypływa, dominują trzy gatunki:

- okrzemka - *Eunotia exigua*,
- euglenina - *Euglena mutabilis*,
- larwy *Chironomus plumosus*.

Dwa pierwsze gatunki zaliczane są do organizmów acidofilnych (Berg, Peterson, 1958; Fot, 1956; Huber-Pestalozzi, 1963; Langworthy, 1978; Popova, 1966); natomiast trzeci jest organizmem eurytypowym (Pomazulczyk, 1958). Występują one w środowiskach acidotroficznym ale jeżeli odczyn wynosi poniżej 5,0 pH gatunek ten nie przechodzi w pełne przedstawienie zupełnego (Kilian, 1981).

Obecność pozostałych gatunków flory w środowiskach acidotroficznym jest przypuszczalnie przypadkowa. Nie udało się bowiem ustalić, że wśród niezidentyfikowanych (nie oznaczonych do gatunku) organizmów stwierdzonych w rzece Chwaliszówce, a zwłaszcza wśród bezbarwnych wiciowców, bakterii i grzybów, które były w tej grupie organizmów zdecydowanie najliczniejszą, znajdują się gatunki acidofilne. Na przykład wiadomo, że grzyby w rodzaju *Penicillium* występują w środowiskach o odczynie wynoszącym od 3 do 10 pH (Langworthy, 1978). Wśród grzybów wyizolowanych ze zbiornika, z którego wypływa rzeka Chwaliszówka około 75 % należało to tego właśnie rodzaju (Matejczuk, 1986). W przyszłości grzybowi występującym w rzece Chwaliszówce należałoby poświęcić znacznie więcej uwagi. Są to bowiem organizmy mające przypuszczalnie największy udział w destrukcji allochtonicznych substancji organicznych napływających do rzeki w formie opadu ilości. Wielkość tego opadu do podobnych cieków może wynosić do  $1 \text{ kg/m}^2$  (Hynds et al., 1970). W warunkach acidotrofii ujemny wpływ niskiego odczynu na skład gatunkowy i aktywność metaboliczną grzybów wodnych jest znoszony w pewnym stopniu dzięki obecności w wodzie soli żelaza, wapnia i siarki (Dudka, 1985).

Na uzyskane wyniki badań biologicznych wpłynął również termin ich przeprowadzenia (okres późnej jesieni) i związane z nim niskie temperatury, utrzymujące się w przedziale  $5,3-6,0^\circ\text{C}$  (tab. I).

Zakładając, że rozwój ontogenetyczny zbiorników acidotroficznych prowadzi będzie do przekształcenia ich wód z typu siarczanowo-wapniowego w typ wodorowęglanowo-wapniowy (Matejczuk, 1986), należy oczekiwać w przyszłości stosowanych zmian także składu chemicznego i biologicznego wód w rzece Chwaliszówce.

## 6. Literatura

- [ 1 ] Andersson F., Olsson B. 1985 - Lake Gardjön. An acid forest lake and its catchment. *Ecological Bulletins*, 37, 1-336.
- [ 2 ] Barnett H.L., 1961 - Illustrated genera of Fungi Imperfecti. Burgess Publishing Co., Minneapolis.
- [ 3 ] Berg K., Peterson C. - 1958 - Studies on the humic Acid Lake Gribs. *Folia limnologia Scandinavica* No 8. København.

- [4] Dudka L.A. 1985 - Wodnirye niesowierszennyje griby. \*LSSR. Naukowa Dumka, Kijew.
- [5] Dugan P.R. 1972 - Biochemical ecology of water pollution. Plenum Press. New York - London, 1-159.
- [6] Dugan P.R., Macmillan C.B., Pfister R.M. 1980 - Aerobic heterotrophic bacteria indigenous to pH 2.8 acid mine water: Microscopic examination of acid streamers. J. Bacteriol, 101, 973-981. Predominant slime producing bacteria in acid streamers. 101, 982-988.
- [7] Fot B. 1956 - Flagellata extreme kyselych vod. Preslia, 28, 145-150.
- [8] Häusler J. 1982 - Schizomycetes (Süßwasserflora von Mitteleuropa Band 20) VEB Gustav Fischer Verlag. Jena.
- [9] Hermanowicz W., Dożańska W., Dojlido I., Koziorowski B. - 1976 - Fizyczno-chemiczne badania wody i ścieków. Wyd. Arkady, Warszawa.
- [10] Huber-Pestalozzi G. 1961 - Chlorophyceae (Grünalgen). Ordnung: Volvaceles (Das Phytoplankton des Süßwassers. Systematik und Biologie. 5 Teil.) E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung (Nägele u. Obermiller), Stuttgart.
- [11] Huber Pestalozzi G. 1969 - Euglenophyceen. Das Phytoplankton des Süßwassers. 4. Teil. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung (Nägele u. Obermiller) Stuttgart.
- [12] Hynes H.B.N. 1970 - The Ecology of running waters. Liverpool Univ. Press, Liverpool, 555 p.
- [13] Kahl A. 1935 - Urtiere oder Protozoa I: Wimpertiere oder Ciliata (Infusoria). 4. Peritricha Chonotricha (Die Tierwelt Deutschlands. 30 Teil) Jena, Verlag von Gustav Fischer.
- [14] Kuzacki L. 1978 - Jeziora antropogeniczne, ich wpływ na środowisko geograficzne i możliwości zagospodarowania. Symp. Naukowe: „Jeziora Ziemi Lubuskiej ich wykorzystanie i ochrona przed zanieczyszczeniem”, Zielona Góra-Łagów, 18-19 maja 1976, 141-150.
- [15] Langworthy T.A. 1978 - Microbial life in extreme pH values. In: Microbial life in extreme environments. Ed. Kaushner D.J. - Academic Press, London.
- [16] Matejczuk W. 1986 - Charakterystyka ekologiczna zbiorników wodnych w wyrobiskach pokopalniczych węgla brunatnego (rozprawa doktorska) Wrocław, Politechnika Wrocławska (mss).
- [17] Mikulski J.S., 1974 - Biologia wód śródlądowych. PWN Warszawa s. 434.
- [18] Müller H., 1959 - Die fischereiliche Nutzbarmachung der Restgewässer des Braunkohlenbergbaus. Sitzber. DALW Berlin 7, 18: 1-41.
- [19] Müller H., 1961 - Zur Limnologie der Restgewässer der Braunkohlenbergbaues. Verb. Internat. Verein. Limnol., XIV: 850-854.



- [20] Pietsch W., 1979 - a. Zur hydrochemischen Situation der Tagebaurestgewässer des Lausitzer Braunkohlen-Revieres. Arch. Naturschutz u. Landschaftsforsch. 19, 2: 97-115.
- [21] Pietsch W., 1979, b. Klassifizierung und Nutzungsmöglichkeiten der Tagebaurestgewässer des Lausitzer Braunkohlen-Revieres. Arch. Naturschutz und Landschaftsforsch. 19, 3: 187-215.
- [22] Popova T.G., 1966 - Ewglenowyje wodorosli (Flora sporowych rastienij. SSSR. T. VIII). Izd. Nauka. Moskwa-Leningrad.
- [23] Romaniszyn W., 1958 - Klucze do oznaczania owadów Polski. Cz. XXVII. Muchówki-Diptera, z. 14a: Ochotkowate-Tendipedidae (larwy), Warszawa, PWN.
- [24] Rozkosny R. (red.), 1980 - Kľíč vodnich larev hmyzu. Praha, Československa Akademie Ved.
- [25] Siemińska J., 1964 - Chrysophyta II. Bacillariophyceae - Okrzenki (Flora Słodkowodna Polski T. 6) PWN, Warszawa.
- [26] Solski A., Jędrzszak A., Matejczuk W., 1987 - Skład chemiczny wód zbiorników „pojezierza antropogenicznego” w rejonie Tuplice-Łęknica (Zeszyty Naukowe, WSInż. Zielona Góra, w druku).
- [27] Starmach K., 1972 - Chlorophyta III. Zielenice nitkowate (Flora Słodkowodna Polski, T. 10), PWN, Warszawa-Kraków.
- [28] Starmach K., 1983 - Euglenophyta-Eugleniny (Flora Słodkowodna Polski T. 3), PWN, Warszawa-Kraków.
- [29] Tuttle J.H., Dugan P.R., Randles C.J. 1969/ Microbiol sulfate reduction and its potential utility as a water pollution abatement procedure. Appl. Microbiol. 17, 297-302.
- [30] Voight M., 1957 - Rotatorie. Die Rädertiere Mitteleuropas. Vol. 1-2. Berlin-Nikolasee, Gebrüder Borntraeger.
- [31] Wróbel S., 1985 - Acidotrofizacja wód powierzchniowych. Aura, 4, 17-18.

---

Prof. dr hab. Adam Solski, mgr inż. Władysław Matejczuk, dr inż. Andrzej Jędrzszak - Wyższa Szkoła Inżynierska w Zielonej Górze.

Henryk Greinert

CHARAKTERYSTYKA WŁAŚCIWOŚCI GLEB POWSTAŁYCH W WYNIKU REKULTYWACJI  
TERENÓW PO EKSPLOATACJI WĘGLA BRUNATNEGO W REJONIE ŁĘKNICY

Wstęp

Działalność przemysłu wydobywczego węgla brunatnego wiąże się z koniecznością niszczenia pokrywy glebowej na dużych obszarach.

Przy rekultywacji tych obszarów w rejonie Łęknicy napotkano na znaczne trudności związane przede wszystkim z wydobywaniem na powierzchnię ubogich w składniki pokarmowe i silnie zakwaszające się w wyniku utleniania piryty piasków miocenских. Przykrycie ich żyzniejszym o korzystnych właściwościach materiałem jest niemożliwe ze względu na kłopoty z pozyskaniem i przemieszczeniem dużych mas ziemi.

Dotychczasowy kierunek rekultywacji opierał się na prowadzeniu nasadzeń leśnych po uprzednim wykonaniu szeregu zabiegów rekultywacyjnych mających na celu polepszenie właściwości sztucznie utworzonych gleb.

Rekultywacja na tych glebach składała się z następujących zabiegów:

- wyrównania terenu za pomocą spychacza,
- odkwaszenie za pomocą wapnowania,
- wprowadzenie odpowiednich ilości nawozów mineralnych w stosunku do wymagań roślinności leśnej,
- prowadzenie nasadzeń leśnych w sposób typowy dla leśnictwa.

Około X lat doświadczeń i obserwacji wykazało, że stosowana metoda daje na znacznych obszarach niezadawalające wyniki. Wiele drzew posiada niewielkie rozmiary, wykazując braki szeregu składników pokarmowych. Ponadto ukształtowana mechanicznie powierzchnia terenu podlega bardzo silnej erozji wodnej, która niszczy znaczne obszary zrehabilitowanych gleb.

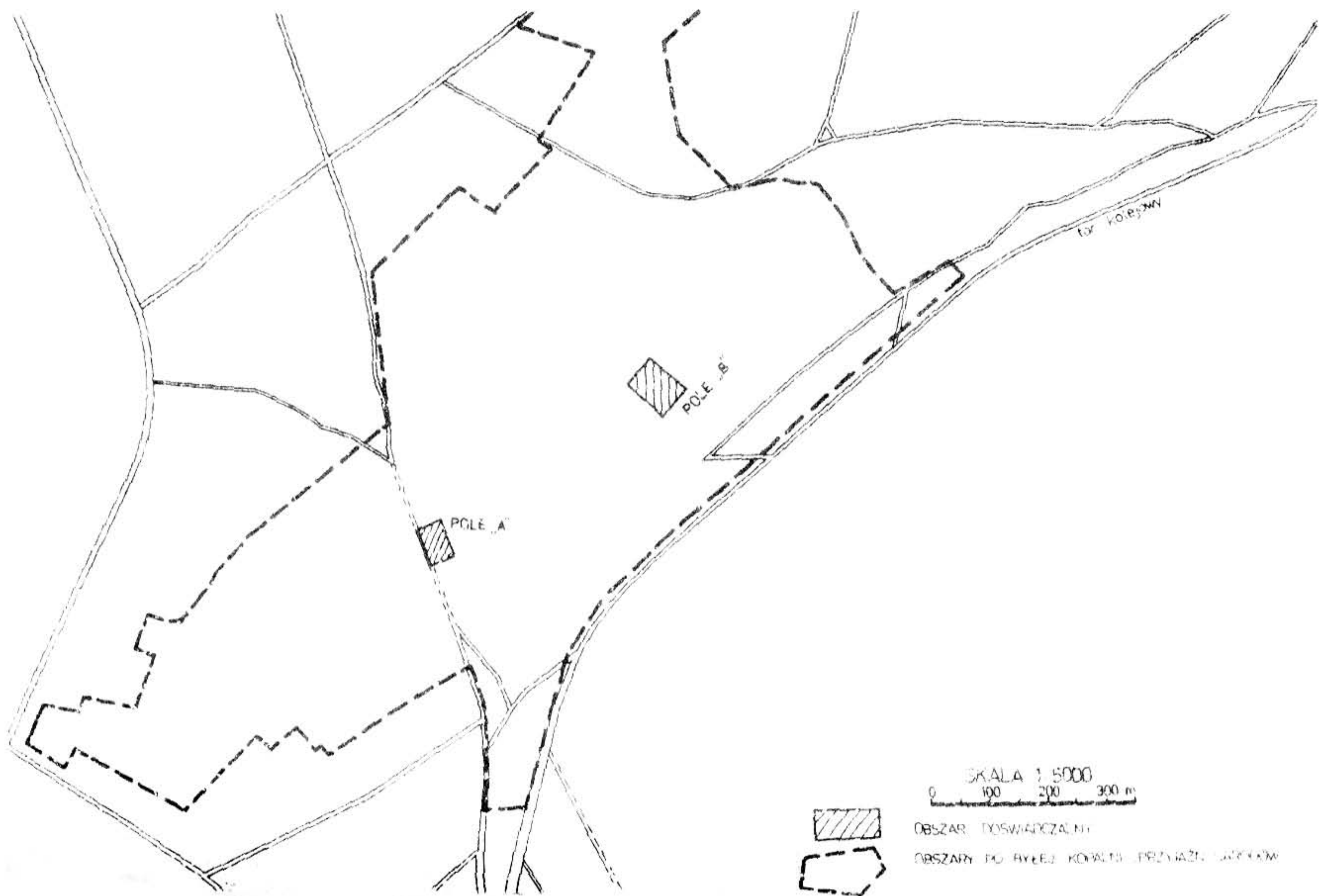
Celem pracy było zbadanie właściwości zrehabilitowanych gleb, decydujących o warunkach rozwoju roślin. Praca niniejsza zawiera wyniki wyjściowego stanu właściwości badanych gleb (zrehabilitowanych i zalesionych).

Metody badań

W roku 1986 w rejonie Łęknicy założono doświadczenie na rosnących już nasadzeniach sosny: pierwsze pole „A” objęło drzewa 6-cio letnie i pole „B” nasadzenia jednoroczne - rys. 1.

W każdym przypadku rozmierzono po 10 poletek o wymiarach 35 x 8 m pod zróżnicowane warianty nawożenia mineralnego.



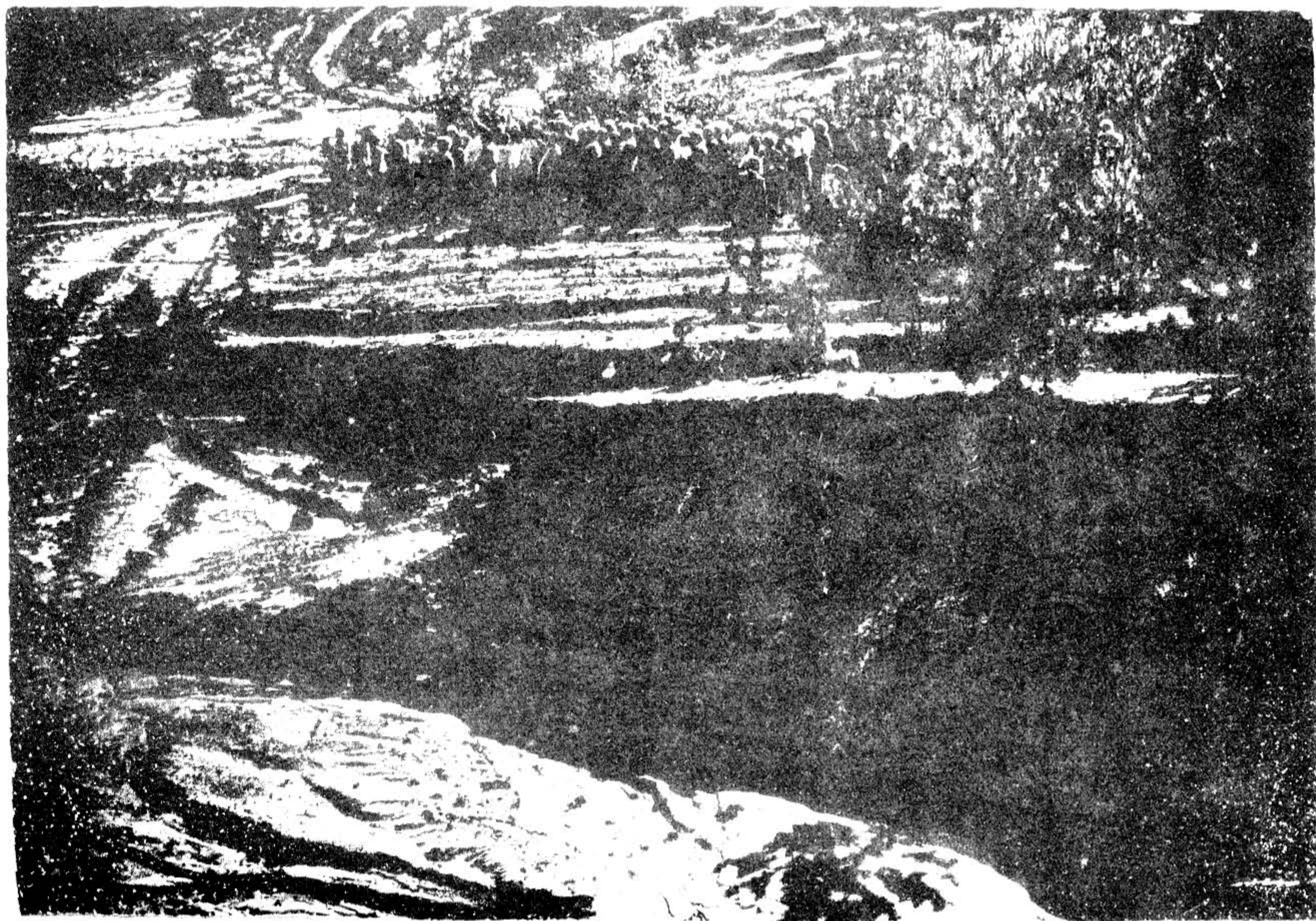


Rys. 1. Mapa dokumentacyjna obszaru badań



Pole „B” z nasadzeniami (jednorocznej sosny)





Pole „A” z nasadzeniami (sześćioletniej sosny)



T a b e l a 1

SKŁAD MECHANICZNY GLEB Z PÓL DOŚWIADCZALNYCH  
W NOWYCH CZAPLACH (REJON ŁĘKNICA)

Nr poletki	Części szkiele- towe [%]	Procent części ziemistych o średnicy [mm]							
		1-0,1	0,1-0,05	0,05- 0,02	0,006 -0,002	0,006- 0,002	0,002	0,1-0,02	< 0,02
1/A	3,3	64	19	4	3	2	8	23	13
2/A	5,4	69	17	3	3	2	6	20	11
3/A	4,1	62	20	3	4	2	9	23	15
4/A	6,8	65	21	2	4	2	6	23	12
5/A	4,5	65	19	4	4	1	7	23	12
6/A	6,2	63	21	2	4	2	9	23	15
7/A	4,7	63	21	3	3	2	8	24	13
8/A	3,0	64	23	1	2	2	10	24	14
9/A	3,6	67	20	2	2	1	8	22	11
10/A	3,3	62	22	3	4	1	8	25	13
1/B	3,4	66	17	3	3	3	8	20	14
2/B	7,2	65	17	6	1	1	9	23	11
3/B	6,9	62	22	3	3	2	8	25	13
4/B	5,3	65	19	4	3	1	8	23	12
5/B	4,0	65	19	3	4	2	7	22	13
6/B	10,9	58	23	4	4	2	7	27	13
7/B	12,5	57	21	5	4	3	10	26	17
8/B	0,7	56	20	6	5	3	10	26	18
9/B	7,8	52	24	5	6	2	11	29	19
10/B	15,0	57	25	6	5	3	14	21	22



T a b e l a 2

GĘSTOŚĆ OBJĘTOŚCIOWA I POJEMNOŚCI WODNE GLEB Z PÓL DOŚWIADCZALNYCH  
W NOWYCH CZAPLACH (REJON LĘKNICA)

Nr poletka	Gęstość objętoś- ciowa g/cm <sup>3</sup>	Pojemność wodna [%]						Pojemność powietrzna [% obj.]
		aktualna		kapilarna		całkowita		
		wagowa	objętość	wagowa	objętość	wagowa	objętość	
1/A	1,38	12,84	17,72	20,70	31,33	28,67	39,57	8,24
2/A	1,37	20,92	28,66	24,46	33,51	28,66	39,27	5,76
3/A	1,28	15,87	21,18	21,28	27,66	30,13	38,91	11,25
4/A	1,38	7,30	11,08	12,19	17,04	20,03	27,97	10,93
5/A	1,32	17,16	22,61	20,83	27,48	32,71	42,99	15,51
6/A	1,35	13,87	18,94	20,31	27,41	27,75	37,15	9,74
7/A	1,34	14,99	20,28	19,42	26,21	27,45	36,73	10,52
8/A	1,34	19,45	26,17	26,48	35,48	32,83	44,00	8,52
9/A	1,37	15,56	21,32	22,98	31,48	29,08	39,84	8,36
10/A	1,35	9,57	12,92	12,58	16,98	31,63	42,71	25,72
1/B	1,48	13,46	19,92	21,72	32,14	23,29	34,46	2,32
2/B	1,46	11,78	17,20	21,75	31,10	23,17	33,83	2,73
3/B	1,43	10,49	15,00	21,17	30,27	30,14	43,11	12,34
4/B	1,46	12,20	17,81	22,84	33,35	24,01	35,06	1,71
5/B	1,42	10,65	15,21	23,59	33,50	26,17	37,15	3,65
6/B	1,37	13,74	20,06	23,33	31,96	26,19	35,88	3,92
7/B	1,25	15,00	18,75	31,69	39,61	32,24	40,30	0,69
8/B	1,31	22,18	29,06	28,60	37,47	31,03	40,05	2,58
9/B	1,46	9,83	14,35	15,4	22,48	29,26	42,72	20,24
10/B	1,42	12,46	17,69	17,62	25,02	26,76	38,00	12,98

T a b e l a 3

PODSTAWOWE WŁAŚCIWOŚCI CHEMICZNE GLEB Z PÓL DOŚWIADCZALNYCH  
W NOWYCH CZAPLACH (REJON ŁĘKNICA)

Nr poletka	pH		[mval w 100g gleby]			V [%]	Substancja organiczna [%]		mval w 100 g gleby		S-SO <sub>4</sub> [ppm]
	w H <sub>2</sub> O	w 1 n KCl	H	S	T		Wg Tiu- rina	Stra- ty przy prze- niu	Al wym	H <sup>+</sup>	
1/A	8,0	7,7	0,3	9,2	9,5	96,8	1,25	1,86	0,00	0,15	0
2/A	6,7	6,5	3,4	7,0	10,4	67,3	2,35	2,94	0,00	0,30	80,1
3/A	7,5	7,2	0,6	18,5	19,1	96,8	1,71	2,80	0,00	0,13	0
4/A	7,2	7,0	1,5	14,5	16,0	90,6	2,42	3,48	0,00	0,20	40,1
5/A	6,5	6,4	3,8	9,2	13,0	70,8	2,64	3,62	0,00	0,34	80,1
6/A	7,0	6,9	1,5	13,2	14,7	89,8	3,10	3,28	0,00	0,23	16,0
7/A	6,0	5,8	5,3	6,7	12,0	55,8	2,45	3,03	0,00	0,37	8,0
8/A	6,7	6,5	2,2	7,2	9,4	76,6	2,35	2,47	0,00	0,30	16,0
9/A	5,9	5,7	5,1	7,3	12,4	58,9	2,88	3,43	0,00	0,36	32,0
10/A	4,7	4,1	7,9	3,0	10,9	27,5	1,90	3,48	0,59	0,30	80,2
1/B	5,6	5,1	3,7	2,5	6,2	40,3	0,81	1,24	0,00	0,36	112,2
2/B	7,4	7,1	0,8	9,0	9,8	91,8	0,89	1,92	0,00	0,20	104,2
3/B	6,9	6,8	1,3	5,5	6,8	80,8	0,93	1,76	0,00	0,31	72,1
4/B	6,8	6,6	1,4	6,5	7,9	82,3	1,01	1,69	0,00	0,00	96,1
5/B	7,3	7,1	0,9	8,3	9,2	90,2	0,82	1,42	0,00	0,23	0
6/B	7,3	6,7	2,3	12,9	15,2	84,9	2,20	3,34	0,00	0,00	232,0
7/B	6,8	6,6	2,2	18,8	21,0	89,5	1,57	2,92	0,00	0,00	96,1
8/B	4,5	4,3	5,9	2,6	8,5	30,5	1,71	2,80	1,00	0,15	264,4
9/B	4,2	4,0	6,6	2,5	9,1	27,4	1,71	2,71	1,27	0,12	80,1
10/B	3,9	3,7	8,3	1,2	9,5	12,6	1,83	2,93	2,44	0,18	192,3



MAKROELEMENTY W GLEBACH Z PÓL DOŚWIADCZALNYCH  
W NOWYCH CZAPŁACH (REJON ŁĘKNICA)

Nr poletka	Formy przyswajalne [ppm]		Formy ogólne [ppm]					Stosunek C/N
	P	K	N	P	K	Ca	Na	
1/A	12	42	448	49	976	109	58	16,2
2/A	14	42	448	48	989	89	57	30,4
3/A	32	32	224	43	890	208	58	41,7
4/A	11	32	448	48	940	139	54	31,3
5/A	24	26	224	36	559	147	26	120,1
6/A	20	28	336	46	584	103	24	53,7
7/A	20	29	224	57	725	149	32	63,4
8/A	27	30	224	66	730	147	65	60,8
9/A	20	30	336	57	754	109	26	49,7
10/A	29	32	224	70	840	127	32	40,2
1/B	25	28	112	86	734	111	34	41,9
2/B	31	34	224	80	700	120	30	23,0
3/B	31	30	224	79	757	119	36	24,0
4/B	35	22	448	82	723	105	40	13,1
5/B	19	26	484	49	604	86	32	9,8
6/B	38	34	672	85	810	128	41	19,0
7/B	40	34	448	73	951	208	49	20,3
8/B	22	36	448	43	454	71	32	22,1
9/B	39	30	560	90	932	119	47	17,7
10/B	25	36	560	84	1267	158	63	20,0

Tabela 5

PIERWIASTKI ŚLADOWE W GLEBACH Z PÓŁ DOŚWIADCZALNYCH  
W NOWYCH CZAPLACH (REJON ŁĘKNICA)

Nr płietka	Zawartość wyrażona [ppm]				
	Fe	Mn	Cu	Zn	Ni
1/A	4976	43,0	12,8	28,1	2,6
2/A	3227	24,4	6,3	16,6	6,3
3/A	5603	61,7	8,4	4,0	13,6
4/A	3169	50,2	10,3	32,6	10,6
5/A	3360	38,4	7,7	22,4	11,2
6/A	2930	51,7	7,3	27,4	4,6
7/A	2963	20,0	14,9	21,3	1,6
8/A	5490	136,3	17,8	15,3	12,7
9/A	3252	25,7	10,3	20,6	9,0
10/A	3011	13,8	17,8	8,2	12,0
1/B	3018	12,1	11,1	8,2	35,0
2/B	2793	31,1	10,7	16,7	6,0
3/B	2777	21,8	7,7	13,7	22,3
4/B	2602	23,3	9,3	16,0	19,1
5/B	2258	26,4	15,7	11,3	6,9
6/B	3127	37,9	5,7	28,0	10,2
7/B	4344	51,9	10,4	34,8	30,0
8/B	1451	10,9	16,2	9,1	9,7
9/B	2450	16,2	10,9	10,9	5,4
10/B	4582	20,1	11,4	12,0	8,8



Przed zastosowaniem nawozów mineralnych z poletek pobrano uśrednione próby gleb (warstwa 0 - 20 cm) do analiz chemicznych oraz po cztery cylindarki Kopecky'ego do oznaczenia gęstości objętościowej i pojemności wodnej. Analizy prowadzono metodami opracowanymi przez Lityńskiego i współl. [4] oraz Nowosielskiego [5].

Skład mechaniczny oznaczono metodą Casagrande'a w modyfikacji Prószyńskiego. Substancję organiczną określano na mokro, metodą Tiurina oraz na sucho przez prażenie w temperaturze 550°C.

Odczyn (pH w  $H_2O$  i 1 n KCl) oznaczono na pehametrze N-512, kwasowość hydrolityczną i sumę zasad wymiennych określono metodą Kappena, glin wymienny metodą Sokołowa. Azot ogółem oznaczono metodą Kjeldahla, formy przyswajalne P i K metodą Egnera-Riehma Ca, K i Na na fotometrze Flapho-4, P-og., metodą Bartona, a Fe, Mn, Cu, Zn, Ni na spektrofotometrze atomowo-absorpcyjnym Varian-Techtron.

#### Omówienie wyników

Charakterystyczną cechą powstałych gleb industrioziemnych w rejonie Łęknicy jest ich mozaikowatość. Pod względem składu mechanicznego badane gleby w większości można zaliczyć do piasku gliniastego lekkiego (wszystkie poletki z pola „A” i 6 poletek z pola „B”) - tab. 1. We wszystkich próbach stwierdzono duże zawartości pyłu (w granicach 20-29%) przy czym przeważał pył gruby. Należy podkreślić, że w skład frakcji piasku wchodzi znaczne ilości piasku drobnego. Fakt ten przy wspomnianej dużej ilości pyłu oraz obecności okruszków węgla brunatnego jest główną przyczyną podatności powstałych gleb na erozję wodną.

Wartości gęstości objętościowej (tab. 2) są nieco niższe niż przeciętnie uzyskane dla gleb uprawnych o podobnym składzie mechanicznym (o około  $0,1 \text{ g/dm}^3$ ). Może to wynikać zarówno z obecności węgla brunatnego w glebach jak również innego pochodzenia geologicznego. Wystąpiły duże różnice pomiędzy maksymalną a kapilarną pojemnością wodną, świadczy to o obecności dużej ilości porów niekapilarnych, z reguły nasyconych powietrzem.

Substancje organiczne w świeżo zrehabilitowanych glebach w rejonie Łęknicy (Czaple Nowe) pochodzi w głównej mierze ze zwiędzających okruszków węgla brunatnego. Znaczna jej część daje się utlenić na mokro (oznaczona metodą Tiurina), świadczy to o podobieństwie do próchnicy gleb uprawnych. Duże wahania w zawartościach C organicznego w glebach z pól doświadczalnych są wynikiem niedokładnego wymieszania materiału glebowego w czasie zabiegów rekultywacyjnych (tab. 3).

Wapnowanie gleb stosowane przed ich zalesieniem spowodowało, że pH w kilku przypadkach przekroczyło wartość 7,0. Jednakże niejednorodność masy glebowej oraz niedokładność wykonanego zabiegu sprawiły, że nie wszystkie gleby są odczaszowane. W glebach kwaśnych stwierdzono wysoką kwasowość hydrolityczną, występowanie glinu wymiennego oraz znaczną ilość rozpuszczalnych w  $H_2O$  siarczanów.

Zawartość fosforu i potasu w glebach zarówno form przyswajalnych dla roślin jak też ogólnych są bardzo niskie (tab. 4). Niewystarczająca jest również w większości przypadków ilość azotu. Na podkreślenie zasługuje wyjątkowo szeroki stosunek C/N dochodzący do 120 w glebie z poletki 5/A.

Może to być następstwem silnej sorpcji biologicznej azotu w glebie i niedożywieniem w ten składnik drzew.

Zawartości Fe, Mn, Cu, Zn i Ni mieszczą się w granicach typowych (tab. 5) zawartości tych pierwiastków dla gleb piaszkowych [3].

### Dyskusja i wnioski

Mimo poniesionych znacznych nakładów na rekultywację gleby na większości obszarów mają nadal niekorzystne warunki dla rozwoju roślinności leśnej. W wielu miejscach gleba jest niedowapnowana, pH jest często za niskie, nawet dla mało wymagającej sosny. W innych miejscach stwierdza się w powierzchniowej warstwie przewapnowanie, również niekorzystnie oddziałujące na rozwój drzew szpilkowych [1].

Następną przeszkodą w rozwoju roślin są bardzo niskie zawartości ogólnych i przyswajalnych form szeregu makro i mikroelementów. Najbardziej wymownym obrazem niedoboru azotu jest bardzo szeroki stosunek C/N pozwalający zaliczyć te gleby do grupy gleb o próchnicy sirowej, najmniej korzystny dla roślin [8].

Niskie zawartości fosforu w roślinach, które objawiają się zabarwieniem na kolor czerwony szpilek, potwierdzają niskie zawartości tego składnika zarówno form ogólnych i przyswajalnych w glebach. Fakt ten jest spotęgany ekstremalnymi wartościami pH zarówno w zakresie kwaśnego i zasadowego odczynu [6].

Zastosowane dawki potasu mimo, że teoretycznie powinny wystarczyć dla roślin iglastych okazały się za niskie, na co wskazują wyniki analiz jak i objawy niedoboru składnika wyrażone przebarwieniem igieł sosny. Wyjaśnienie braku potasu wymaga prowadzenia dalszych badań. Niewątpliwie jedną z przyczyn niedoboru tego składnika jest skład mineralogiczny piasków miocenских stanowiących główną masę badanego materiału glebowego, a przede wszystkim znaczna zawartość miki. Glinokrzemiany te w środowisku kwaśnym tracą część potasu związanego w siatce krystalicznej (niewymiennego), przy nawożeniu potasem znaczna część tego składnika może ulec sorpcji niewymiennej [3].

Obecność pirytu w piaskach miocenских sprawia, że ciągle należy liczyć się z dopływem pewnej ilości kwasu siarkowego pochodzącego z utlenienia tego minerału [7]. Kwas ten może przemieszczać się wraz z ruchami wody w glebie, zakwaszając ją.

Wydaje się, że jedynym rozwiązaniem tego problemu jest wybiórcze składowanie poszczególnych warstw materiału glebowego i następnie odpowiednie jego wykorzystanie do rekultywacji.

Oprócz niekorzystnych właściwości chemicznych równie duże problemy w rekultywacji badanych gleb wiążą się z ich intensywną erozją wodną. Mimo, że zbocza uformowane mechanicznie nie mają spadku poniżej  $10^0$ , intensywność erozji wodnej jest bardzo duża. Wiąże się to z małą odpornością gleb na ten proces wynikającą z obecności w nich znacznych ilości minerałów typu warstwowego oraz domieszek pyłu i ziarn węgla brunatnego.

### Literatura

- [1] Baule H., Fricker C. - Nawożenie drzew leśnych, PWRiL, W-wa 1971.



- [ 2] Greinert H., Orab M., Jędraczak A., Wróbel I. - Przewodnik po trasie Konferencji Terenowej Ogólnopolskiego Zjazdu PTG w Zielonej Górze, 18-20 września 1985.
- [ 3] Koter M. - Chemia Rolna, PWN, W-wa 1972.
- [ 4] Lityński T., Jurkowska H., Gorlach E. - Analiza chemiczno-rolnicza, PWN, Warszawa 1976.
- [ 5] Nowosielski O. - Metody oznaczania potrzeb nawożenia, PWRiL, W-wa 1979.
- [ 6] Ugla H. - Gleboznawstwo rolnicze, PWRiL, W-wa 1983.
- [ 7] Wróbel I., Mendaluk J. - Surowce mineralne oraz problemy zagospodarowania terenów poeksploatacyjnych w południowo-wschodniej części łuku Muzakowa. Przewodnik I Zjazdu PTG, Zielona Góra 1978.
- [ 8] Zezschwitz E. - Analytische Kennwerte typischer Humusformen westfälischer Bergwälder. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. t. 143, 6, 692-700, 1980.

---

Doc. dr hab. Henryk Greinert - Wyższa Szkoła Inżynierska w Zielonej Górze.

Michał Drab

CHARAKTERYSTYKA WŁAŚCIWOŚCI FIZYKO-CHEMICZNYCH GLEB POWSTAŁYCH  
NA TERENACH POEKSPLOATACYJNYCH KRUSZYWA BUDOWLANEGO W DOBROSZOWIE WIELKIM  
K/NOWOGRODU W WOJEWÓDZTWIE ZIELONOGÓRSKIM

Streszczenie

W pracy przedstawiono właściwości fizyko-chemiczne gleb terenów przeobrażonych przez przemysł wydobywczy kruszywa budowlanego w Dobroszowie Wielkim. Badane gleby charakteryzuje silne zakwaszenie, mała zasobność w formy przyswajalne (P i K) oraz ogólne formy makro i mikroelementów, duża mozaikowość oraz nieuregulowane stosunki powietrzno-wodne. Przywrócenie tych gleb gospodarce rolnej nie jest sprawą prostą i wymaga dużych nakładów.

Wstęp

Kłopoty z wyżywieniem ludności kraju nieustannie przypominają o konieczności racjonalnego gospodarowania ziemią. Jednym ze sposobów przeciwdziałania zmniejszaniu areału gleb uprawnych jest zagospodarowanie obszarów przeobrażonych między innymi przez przemysł wydobywczy surowców naturalnych.

Sprawcy zniszczeń i przeobrażeń gleb są zobowiązani do ich rekultywacji Ustawą o ochronie gruntów rolnych i leśnych [1].

Mimo ponoszonych znacznych nakładów, efekty rekultywacji są często niezadawalające. Poważnym błędem w wykonawstwie tych zabiegów jest stosowanie mało skutecznych metod. Zbyt dużą rolę przypisuje się roślinom pionierskim w zagospodarowaniu gleb.

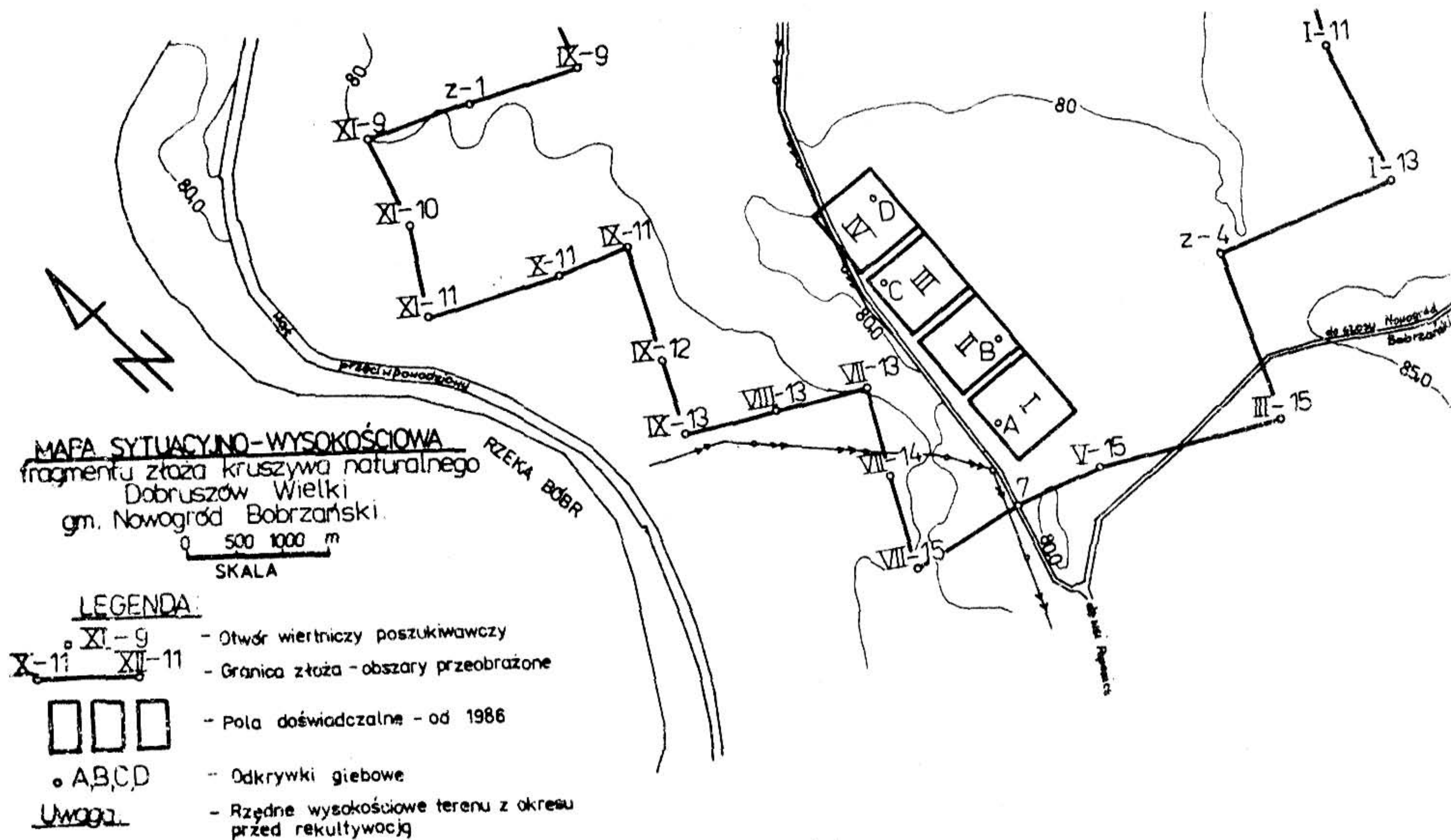
Celem pracy było sprawdzenie słuszności wykonania prac rekultywacyjnych przez przedsiębiorstwo ZEK w Nowogrodzie Bobrzańskim oraz opracowanie metod, które pozwoliłyby przywrócić przekształcone gleby rolnictwu. Podstawą do rozpoczęcia prac naukowych był „Model PAN” [1] sprawdzony w Konińskim Zagłębiu Węgla Brunatnego.

Niniejsza praca zawiera wyniki wyjściowego stanu właściwości fizyko-chemicznych gleb przed rozpoczęciem doświadczeń polowych.

Charakterystyka obiektu badawczego

Doświadczenie polowe w Dobroszowie Wielkim zlokalizowano na terenie poeksploatacyjnym kruszywa budowlanego (rys. 1). Nakład złóż kruszywa stanowiły pierwotnie mady brunatne lekkie i średnie o miąższości osadów aluwialnych do 1,5 m. Podłożem był piasek i żwir. Były to gleby gruntów ornych klas IV i V oraz użytków zielonych kompleksu 2 z. Wśród tych gleb występowały na niewielkich skrawkach mady głębokie o najwyż-





szej żyzności, klasy bonitacyjnej III a i b. Analizy Wojewódzkiej Stacji Chemiczno-Rolniczej w Gorzowie Wlkp. wykazały, że prawie wszystkie te gleby były nadmiernie zakwaszone, a zawartości przyswajalnych form fosforu i potasu były niskie.

Przed przystąpieniem do eksploatacji kruszywa, cały nakład (bez rozdziału poziomu próchnicznego od pozostałych) był składowany w przyzmy o wysokości 3 - 4 metrów. Po wyeksploatowaniu kopaliny użytecznej powstałe wyrobiska wypełniono odpadem poprodukcyjnym, to jest kruszywem o granulacji 1,0 - 0,02 mm.

Na powierzchni, rozproszono przy pomocy sprzętu ciężkiego, składowany w przyzmach nakład. Głębokość rozproszanego nakładu waha się od 30 do 200 cm. Na tak ukształtowanych powierzchniach przystępuje się do zabiegów agrotechnicznych mających stworzyć w miarę optymalne warunki wzrostu i rozwoju roślin. W tym celu stosuje się wysiew nawozów mineralnych, a następnie rośliny pionierskiej - łubinu. Po zaoraniu łubinu, tereny jakoby zrekultywowane przekazuje się przyszłemu użytkownikowi. Prowadzone w opisany sposób rekultywacja, daje bardzo mierne wyniki w plonowaniu roślin uprawianych w latach następnych. Zbiory żyta na omawianym terenie wynosiły w latach 1985-86 około 7 q z ha.

#### Opis odkrywek wykonanych na terenie zrekultywowanym (przed założeniem doświadczenia)

##### Profil A

Usytuowano go na lekkim wzniesieniu, na ściemniku po życie, na którym występowały następujące chwasty:

- Agropyron repens,
- Plantago maior,
- Achillea millefolium,
- Rumex acetosella,
- Matricaria inodora,
- Polygonum nodosum,
- Potentilla anserina,
- Viola arvensis,
- Cynoglossum officinale,
- Convolvulus arvensis.

- 0 - 20 cm - piasek gliniasty mocny barwy szarobrunatnej, zbity, przejście stopniowe;
- 20- 30 cm - glina lekka silnie spiaszczona, sucha, zwięzła, przejście stopniowe;
- 30- 60 cm - glina lekka, szarobrunatna, na pograniczu stanu suchego ze świeżym, zbity, przejście stopniowe;
- 60-100 cm - glina lekka barwy brunatnoszarej, świeża, zbity, przejście stopniowe;
- 100-130 cm- piasek gliniasty mocny barwy szarobrunatnej, zbity, przejście stopniowe;
- 130-150 cm- glina lekka barwy szarobrunatnej, wilgotna.



## Profil B

Usytuowano go w miejscu lekko obniżonym. Pastwisko z roślinnością ukształtowaną bez udziału człowieka. Stan ogólny porostu bardzo słaby. Wśród roślin przeważały:

*Festuca rubra*,  
*Holcus mollis*,  
*Apera spica-venti*.

Występowały też: *Dactylis glomerata*, *Rumex acetosella*, *Achillea millefolium*, *Hypochoeris maculata*.

- 0 - 20 cm - piasek gliniasty lekki, szaropopielaty, suchy, silnie zbity, przejście stopniowe;
- 20 - 50 cm - piasek gliniasty lekki barwy żółtobrunatnej, świeży, zwięzły, przejście stopniowe;
- 50 - 60 cm - piasek gliniasty lekki barwy stalowo-szarej (oglejenie), wilgotny;
- 60 - 110 cm - piasek gliniasty lekki, składający się z jaśniejszych i ciemniejszych warstewek, świeży, zwięzły, przejście wyraźne;
- 110 - 150 cm - piasek luźny gruboziarnisty z domieszką żwiru, jasny, wilgotny.

## Profil C

Usytuowano go na terenie równinnym, na ściernisku po życie. Wśród chwastów przeważały:

- *Agropyron repens*,
- *Rumex acetosella*.

- 0 - 22 cm - piasek gliniasty lekki, szarobrunatny, suchy na pograniczu świeżego,
- 22 - 40 cm - piasek gliniasty, żółtobrunatny, widoczne warstewki jaśniejsze i ciemniejsze, świeży, przejście wyraźne;
- 40 - 42 cm - piasek słabogliniasty, rdzawy, świeży;
- 42 - 48 cm - piasek gliniasty mocny, szary z żółtymi warstewkami, świeży;
- 48 - 100 cm - piasek luźny gruboziarnisty z domieszką żwiru, jasny z nielicznymi warstewkami i plamkami koloru rdzawego;
- 100 - 150 cm - piasek luźny, jasny, wilgotny.

## Profil D

Usytuowano go na równinnym terenie, na ściernisku po bardzo słabym życie. Występują chwasty:

- *Rumex acetosella*,
- *Agropyron repens*.

- 0 - 20 cm - piasek gliniasty lekki, szary, suchy, przejście wyraźne;
- 20 - 35 cm - piasek gliniasty lekki barwy szarobrunatnej, silnie zwięzły, przejście stopniowe;

- 55 - 60 cm - piasek słabogliniasty barwy szarozółtej, zwięzły,  
60 - 150 cm - piasek luźny, jasny, gruboziarnisty.

Właściwości fizyko-chemiczne prób pobranych z poziomów poszczególnych profili przedstawiono w tabelach 1, 2, 3 i 4.

#### Metodyka badań

Doświadczenie polowe na terenach poeksploatacyjnych w rejonie Dobroszowa zlokalizowano w kierunku „N” od wsi Popowice, na gruntach należących do PGR Dobroszów. Wiosną 1986 roku wysadzono ziemniaki odmiany „Elida”.

Schemat nawożenia był następujący:

1. Kontrola - bez nawożenia,
2. N-120,  $P_2O_5$  - 60,  $K_2O$  - 200 kg/ha,
3. N-240,  $P_2O_5$  - 60,  $K_2O$  - 200 kg/ha,
4. N-360,  $P_2O_5$  - 60,  $K_2O$  - 200 kg/ha,
5. N-160,  $P_2O_5$  - 400,  $K_2O$  - 320 kg/ha,
6. N-320,  $P_2O_5$  - 400,  $K_2O$  - 320 kg/ha,
7. N-480,  $P_2O_5$  - 400,  $K_2O$  - 320 kg/ha,
8. N-100,  $P_2O_5$  - 90,  $K_2O$  - 120 kg/ha.

Nawożenie fosforowo-potasowe stosowano w formach superfosfatu pojedynczego i soli potasowej, jednorazowo po orce przed bronowaniem. Nawozy azotowe wysiewano w dwu dawkach:

- pierwszą - 1/2 dawki N w postaci mocznika przed sadzeniem,
- drugą posypowo w postaci saletry amonowej przed kwitnieniem ziemniaków.

Doświadczenie założono bezpowtórzeniową metodą długich parcel Zade'go.

Jesienią 1986 roku na polu obok ziemniaków wytyczono miejsce pod uprawę rzepaku, jęczmienia i żyta ozimego. Pod każdą z tych roślin przewidziano po dziewięć pól o wymiarach 80 x 8 m, na których wysiano zróżnicowane nawożenie mineralne.

Przed zastosowaniem nawozów mineralnych, z warstwy 0 - 20 cm pól doświadczalnych, pobrano uśrednione próby gleb do analiz chemicznych oraz po 4 cylinderki Kopecky'ego do oznaczania gęstości objętościowej i pojemności wodnej. Analizy wykonano metodami opracowanymi przez Lityńskiego i współpracowników (7) oraz Nowosielskiego [9].

Skład mechaniczny oznaczono metodą Casagrande'a w modyfikacji Prószyńskiego, gęstość objętościową i pojemności wodne w 250 cm<sup>3</sup> cylinderkach Kopecky'ego. Substancję organiczną określano na mokro, metodą Tiurina oraz na sucho przez prażenie w temperaturze 550°C.

Odczyn (pH w H<sub>2</sub>O i 1 n KCl) oznaczano na pehametrze, kwasowość hydrolityczną i sumę zasad wymiennych określono metodą Kappena, glin wymienny metodą Sokołowa. Azot ogólny oznaczono metodą Kjeldahla, formy przyswajalne P i K metodą Egnera-Riehna, Ca, K i Na na fotometrze Flapho-4, P-ogólny metodą Bartona, a Fe, Mn, Cu, Zn i Ni na spektrofotometrze atomowo-absorpcyjnym Varian-Techtron.



## SKŁAD MECHANICZNY PRÓB GLEBOWYCH POBRANYCH Z POZIOMÓW PROFILI PÓŁ DOŚWIADCZALNYCH W DOBROSZOWIE WIELKIM

Profil	Głębokość [cm]	Części szkieletowe [%]	Procent cząstek ziemistych o średnicy mm							
			1-0,1	0,1-0,01	0,05-0,02	0,02-0,006	0,006-0,002	< 0,002	0,1-0,02	< 0,02
A	0-20	14,9	61	8	11	5	4	11	19	20
A	20-30	10,7	64	7	8	8	4	9	15	21
A	30-60	12,0	53	9	10	8	5	15	19	28
A	60-100	11,2	63	7	9	8	2	11	16	21
A	100-130	19,9	71	3	7	7	4	8	10	19
A	130-150	19,2	63	5	8	8	4	12	13	24
B	0-20	5,9	64	14	10	5	0	7	24	12
B	20-50	6,4	69	10	9	4	1	7	19	12
B	50-60	5,4	70	11	7	3	1	8	18	12
B	60-100	9,3	68	11	7	4	2	8	18	14
B	100-150	31,9	93	4	1	1	0	1	5	2
C	0-22	3,9	69	9	8	3	1	10	17	14
C	22-40	7,3	81	6	2	2	1	8	8	11
C	40-42	3,7	80	8	4	1	0	7	12	8
C	42-60	1,2	57	16	10	11	1	5	26	17
C	60-100	16,2	98	1	0	0	0	1	1	1
C	100-150	2,6	97	2	0	0	0	1	2	1
D	0-20	13,7	77	3	6	4	0	10	9	14
D	20-35	17,2	81	5	4	2	0	8	9	10
D	35-60	21,2	79	8	4	3	0	6	12	9
D	60-150	22,4	97	1	0	1	0	1	1	2

## WŁAŚCIWOŚCI CHEMICZNE GLEB POBRANYCH Z PROFILI PÓL DOŚWIADCZALNYCH W DOBROSZOWIE WIELKIM

Profil	Głębokość [cm]	[pH]		[mval w 100 g gleby]			V [%]	Substancja organ. [%]		[mval w 100 g gleby]	
		w H <sub>2</sub> O	w 1 n KCL	H	S	T		wg Tiurina	Straty przy prażeniu	Al. wymienny	H <sup>+</sup>
A	0-20	5,1	3,9	6,2	5,7	11,9	51,4	2,75	3,25	0,15	0,37
A	20-30	5,2	3,9	5,6	5,0	10,6	47,2	1,80	2,40	0,12	0,39
A	30-60	5,4	4,3	3,1	7,4	10,5	70,5	1,57	2,33	0,00	0,37
A	60-100	5,3	4,1	7,1	6,9	14,0	49,3	1,52	2,32	0,00	0,37
A	100-130	5,2	4,1	2,6	6,2	8,8	70,5	1,30	1,91	0,00	0,35
A	130-150	5,2	4,2	7,9	6,0	13,9	43,2	1,17	1,89	0,00	0,38
B	0-20	5,2	4,2	6,2	5,4	11,6	46,6	1,00	1,52	0,00	0,35
B	20-50	6,5	5,1	5,3	4,5	9,8	45,9	0,62	1,03	0,00	0,36
B	50-60	5,8	4,7	5,9	5,7	11,6	49,1	0,51	1,09	0,00	0,35
B	60-110	5,5	4,4	6,2	4,9	11,1	44,1	0,87	1,33	0,00	0,38
B	110-150	5,5	4,6	5,0	2,7	7,7	35,1	0,16	0,22	0,00	0,32
C	0-22	4,4	3,6	6,6	5,5	12,1	45,5	1,81	2,26	0,97	0,29
C	22-40	4,7	4,0	4,2	5,5	9,7	56,7	0,24	0,63	0,38	0,25
C	40-42	5,2	4,1	3,8	4,5	8,3	54,2	0,37	0,84	0,00	0,38
C	42-60	5,4	4,2	1,5	4,3	5,8	74,1	0,18	0,77	0,00	0,37
C	60-100	5,8	4,7	3,1	3,0	6,1	49,2	0,13	0,28	0,00	0,27
C	100-150	5,5	4,6	3,2	4,2	7,4	56,7	0,12	0,34	0,00	0,35
D	0-20	4,7	4,0	6,8	4,0	10,8	37,0	0,79	1,32	0,57	0,22
D	20-35	4,9	4,5	2,6	4,0	6,6	60,6	0,61	1,00	0,32	0,23
D	35-60	4,7	4,0	2,6	2,9	5,5	52,7	0,42	0,78	0,34	0,22
D	60-150	8,2	7,9	2,0	6,3	8,3	75,9	0,19	0,31	0,00	0,22



Tabela 3

## ZAWARTOŚĆ MAKROELEMENTÓW W GLEBACH POBRANYCH Z PROFILI PÓL DOŚWIADCZALNYCH W DOBROSZOWIE WIELKIM

Profil	Głębokość [cm]	Formy przyswajalne [ppm]		Formy ogólne [ppm]					Stosunek C/N
		P	K	N	P	K	Ca	Na	
A	0-20	50	94	1120	392	1082	176	152	14,2
A	20-30	40	96	784	431	1170	147	147	13,3
A	30-60	45	42	672	457	1192	177	121	13,6
A	60-100	40	34	672	357	1242	175	140	13,1
A	100-130	66	38	560	297	1023	169	134	13,5
A	130-150	69	38	504	283	1134	159	159	13,5
B	0-20	74	64	616	329	779	116	122	9,4
B	20-50	78	30	448	176	659	112	119	8,0
B	50-60	81	34	448	201	645	129	110	6,6
B	60-110	42	42	448	207	756	105	99	11,3
B	110-150	29	18	280	306	221	30	42	3,3
C	0-22	62	86	840	352	1097	132	132	12,5
C	22-40	22	50	224	130	687	100	88	6,2
C	40-42	23	102	448	215	1022	117	104	4,8
C	42-60	51	78	224	72	921	130	78	4,7
C	60-100	26	30	224	34	244	24	30	3,4
C	100-150	19	22	56	28	359	32	45	12,4
D	0-20	82	72	448	238	595	140	86	10,2
D	20-35	61	82	336	184	534	95	77	10,5
D	35-60	28	62	382	142	480	77	96	6,2
D	60-150	19	70	112	28	216	114	32	9,8

## ZAWARTOŚĆ PIERWIASTKÓW ŚLADOWYCH W GLEBACH POBRANYCH Z PROFILI PÓL DOŚWIADCZALNYCH

Profil	Głębokość [cm]	Zawartość pierwiastków śladowych [ppm]				
		Fe	Mn	Cu	Zn	Ni
A	0-20	5697	138,0	20,0	19,5	2,4
A	20-30	5069	141,7	16,5	20,7	5,9
A	30-60	6990	161,2	16,3	23,4	2,8
A	60-100	6282	146,6	17,4	20,9	5,2
A	100-130	5686	124,4	17,4	17,4	2,7
A	130-150	5809	141,4	19,7	22,3	16,6
B	0-20	6188	160,3	9,7	11,9	13,5
B	20-50	5680	150,9	13,2	11,9	9,0
B	50-60	5643	161,2	16,8	13,9	7,1
B	60-110	5437	153,1	8,1	10,9	9,3
B	110-150	994	10,6	9,0	2,3	9,6
C	0-20	5863	161,3	12,6	13,2	3,3
C	20-40	3105	61,0	5,3	9,0	10,3
C	40-42	6302	58,7	20,0	14,9	13,1
C	42-60	3097	33,9	13,4	12,8	2,6
C	60-100	1080	10,5	15,9	2,5	4,6
C	100-150	1993	19,2	16,0	4,8	3,9
D	0-20	3404	269,7	13,2	11,2	1,6
D	20-35	3795	154,8	10,6	10,1	1,5
D	35-60	3968	131,8	16,0	10,2	16,0
D	60-150	4344	35,7	16,4	8,3	3,1



Tabela 5

SKŁAD MECHANICZNY GLEB POBRANYCH Z WARSTWY 0-20 cm PÓL DOŚWIADCZALNYCH  
W DOBROSZOWIE WIELKIM

Nr po- letka	Części szkieletowe [%]	Procent części ziemistych o średnicy [mm]							
		1-0,1	0,1- 0,05	0,05 -0,02	0,02 -0,006	0,006- 0,002	0,002	0,1- 0,02	0,02
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
1/I	17,0	62	7	9	8	0	14	16	22
2/I	17,0	64	6	9	4	2	8	15	14
3/I	20,6	60	6	10	10	2	12	16	24
4/I	15,7	60	7	10	9	4	10	17	23
5/I	14,8	56	10	8	9	2	15	18	26
6/I	12,5	57	11	11	6	2	13	22	21
7/I	8,6	57	12	12	7	2	10	24	19
8/I	9,3	56	15	11	8	3	7	26	18
9/I	8,8	61	13	10	5	2	9	23	16
1/II	2,1	64	11	9	4	1	11	20	16
2/II	5,4	69	10	6	3	1	11	16	15
3/II	5,0	65	12	8	4	0	11	20	15
4/II	4,2	70	12	7	3	1	7	19	11
5/II	14,5	70	11	7	4	1	7	19	12
6/II	5,0	72	11	6	3	1	7	17	11
7/II	6,1	74	9	5	3	1	8	14	12
8/II	4,8	71	8	6	5	1	9	14	15
9/II	6,3	68	10	8	4	1	9	13	14
1/III	7,3	78	9	4	2	0	7	13	9
2/III	8,6	74	7	6	3	3	7	13	13
3/III	5,6	66	14	8	3	2	7	22	12
4/III	5,5	68	10	7	4	1	16	17	21
5/III	6,2	70	9	7	4	2	8	16	14
6/III	5,4	72	9	8	3	0	8	17	11
7/III	4,3	68	9	7	6	2	8	16	16
8/III	5,0	65	8	9	6	3	9	17	16
9/III	5,6	62	11	10	5	2	10	21	17
1/IV	9,6	70	5	9	4	2	9	14	16
2/IV	10,4	78	9	4	3	1	5	13	9
3/IV	14,1	82	4	5	3	1	5	9	9
4/IV	12,7	78	7	4	3	1	7	11	11
5/IV	13,8	69	13	7	4	1	6	20	11
6/IV	12,8	78	3	6	3	3	7	9	13
7/IV	12,1	77	6	6	3	1	7	12	11
8/IV	9,7	82	4	4	1	1	8	8	10
9/IV	10,7	73	5	7	2	1	12	12	15

Tabela 6

GĘSTOŚĆ OBJĘTOŚCIOWA I POJEMNOŚCI WODNE GLEB POBRANYCH Z PÓL DOŚWIADCZALNYCH  
W DOBROSZOWIE WIELKIM

Nr pola	Gęstość objętościowa [g/cm <sup>3</sup> ]	Pojemność wodna [%]					
		aktualna		kapilarna		całkowita	
		wagowa	objętoś.	wagowa	objętoś.	wagowa	objętoś.
Ugór nie za- orany	1,63	12,7	20,8	18,7	30,6	20,0	32,6
	1,64	12,7	20,9	19,2	31,5	20,2	33,3
	1,74	11,4	19,9	19,1	33,3	20,0	34,9
	1,68	11,9	20,2	18,5	31,2	19,9	33,6
	1,69	12,4	20,9	16,2	27,3	17,1	28,9
	1,67	11,8	13,6	16,2	27,0	17,0	28,4
X	1,67	12,1	20,4	18,0	30,2	19,0	32,0
Rzepak I	1,74	14,1	24,6	16,9	29,4	17,4	30,2
	1,75	15,6	27,3	16,3	28,6	16,4	28,8
	1,78	16,4	29,2	17,3	30,8	17,3	30,8
	1,80	14,4	25,6	14,6	26,4	16,0	28,9
X	1,77	15,1	26,7	16,3	28,8	16,8	29,7
Jęczmień II	1,68	13,6	22,8	17,3	29,0	18,3	30,6
	1,72	15,2	26,1	18,4	31,7	18,6	32,1
	1,56	16,9	26,3	22,2	34,7	22,4	35,0
	1,72	13,9	23,9	17,0	29,3	17,6	30,3
X	1,67	14,9	24,8	18,7	31,2	19,2	32,0
Żyto III	1,74	16,0	27,9	19,7	34,3	20,5	35,6
	1,84	12,7	23,4	15,3	28,1	15,5	28,5
	1,62	12,2	19,8	19,5	31,6	20,3	32,2
	1,61	12,3	20,0	20,2	32,4	20,9	33,7
X	1,70	13,3	22,8	18,7	31,6	19,3	32,7
Ziem- niaki IV	1,49	7,5	11,2	15,4	23,0	16,2	24,2
	1,65	12,6	20,9	18,4	30,4	20,8	34,3
	1,74	10,9	18,9	16,5	28,9	18,9	32,8
	1,71	12,0	20,5	16,8	28,8	18,1	30,9
X	1,65	10,7	17,9	16,8	27,8	18,5	30,6



Tabela 7

PODSTAWOWE WŁAŚCIWOŚCI CHEMICZNE GLEB POBRANYCH Z WARSTWY 0-20 cm  
PÓL DOŚWIADCZALNYCH W DOBROSZOWIE WIELKIM

Nr po- let- ka	[pH]		[mval w 100 g gleby]			[%]	Substancje organiczne		[mval w 100 g gleby]	
	w H <sub>2</sub> O	w 1 n KCl	H	S	T		met. Tiuri- na [%]	Straty przy prażen. [%]	Al wym.	H <sup>+</sup>
1/I	4,4	3,9	4,7	4,7	9,4	50,0	1,21	2,14	0,54	0,34
2/I	4,6	4,0	5,1	4,8	9,9	48,5	1,88	2,36	0,80	0,22
3/I	4,6	3,8	5,0	3,7	8,7	42,5	1,45	2,04	0,85	0,25
4/I	4,8	3,9	3,5	4,0	7,5	53,3	1,82	2,65	0,49	0,31
5/I	4,8	3,9	5,0	4,2	9,2	45,6	1,46	2,34	0,61	0,26
6/I	4,8	3,9	4,1	5,2	9,3	55,9	1,36	1,87	0,26	0,33
7/I	5,0	4,2	5,4	5,0	10,4	48,1	1,19	1,92	0,05	0,39
8/I	5,0	4,2	3,8	4,1	7,9	51,9	1,32	1,99	0,05	0,40
9/I	4,9	4,2	4,1	4,4	8,5	51,8	1,22	1,67	0,13	0,38
1/II	5,0	4,2	4,4	2,0	6,4	31,2	1,32	1,73	0,15	0,31
2/II	4,9	4,2	3,7	3,9	7,6	51,3	1,02	1,48	0,36	0,25
3/II	4,8	4,1	6,0	3,9	9,9	39,4	1,12	1,41	0,47	0,22
4/II	4,6	4,0	4,1	2,2	6,3	34,9	1,08	1,36	0,51	0,24
5/II	4,8	4,2	3,5	3,4	6,9	49,3	0,79	1,31	0,40	0,25
6/II	4,7	4,1	3,8	2,1	5,9	35,6	1,01	1,15	0,37	0,39
7/II	4,6	4,1	4,0	4,0	8,0	50,0	0,80	1,14	0,46	0,28
8/II	4,5	3,8	3,8	4,0	7,8	51,3	0,75	1,42	0,59	0,32
9/II	4,6	3,2	3,7	4,0	7,7	51,9	0,87	1,50	0,61	0,29
1/III	4,6	3,8	4,3	3,5	7,8	44,9	0,72	1,36	0,56	0,29
2/III	4,7	4,0	3,8	3,2	7,0	45,7	1,22	1,48	0,37	0,25
3/III	4,6	3,8	6,8	4,8	11,6	41,4	1,32	1,65	0,72	0,25
4/III	4,8	4,0	6,2	4,0	10,2	39,2	1,22	1,69	0,50	0,22
5/III	4,6	3,9	6,5	4,3	10,8	39,8	1,28	1,52	0,64	0,25
6/III	4,8	4,0	6,5	4,9	11,4	43,0	0,94	1,46	0,47	0,27
7/III	4,9	4,0	7,2	5,0	12,2	41,0	1,63	2,20	0,57	0,25
8/III	4,8	4,0	6,5	3,8	10,3	36,9	1,80	2,35	0,55	0,25
9/III	4,6	3,9	5,4	3,5	8,9	39,3	2,17	2,39	0,75	0,22
1/IV	4,8	4,0	4,0	4,0	8,0	50,0	1,56	1,88	0,55	0,25
2/IV	4,9	4,0	6,5	4,5	11,0	40,9	1,48	1,88	0,30	0,24
3/IV	5,0	4,2	3,7	3,0	6,7	44,8	0,91	1,33	0,33	0,25
4/IV	4,9	4,0	5,9	4,3	10,2	42,2	0,97	1,31	0,44	0,22
5/IV	5,0	4,1	5,6	3,9	9,5	41,0	1,24	1,42	0,25	0,24
6/IV	4,7	3,9	6,2	3,5	9,7	36,1	1,14	1,47	0,48	0,26
7/IV	4,8	3,9	6,1	2,5	8,6	29,1	1,39	1,53	0,36	0,30
8/IV	4,8	3,9	6,4	3,9	10,3	37,9	1,09	1,42	0,51	0,23
9/IV	4,7	3,9	6,1	3,4	9,5	35,8	1,08	1,35	0,50	0,27

Tabela 8

ZAWARTOŚCI MAKROELEMENTÓW W POWIERZCHNIOWEJ WARSTWIE (0-20 cm)

GLEB POBRANYCH Z PÓL DOŚWIADCZALNYCH W DOBROSZOWIE WIELKIM

Nr poletka	Formy przyswajalne [ppm]		Formy gólne [ppm]					Stosunek C/N
	P	K	N	P	K	Ca	Na	
1/I	59	62	896	384	916	134	118	7,8
2/I	54	66	784	630	1186	144	125	13,9
3/I	54	78	616	415	998	120	101	13,6
4/I	49	66	840	420	1210	124	124	12,6
5/I	33	62	784	210	472	99	75	10,8
6/I	22	46	504	310	854	120	96	15,6
7/I	26	66	580	366	867	133	101	11,9
8/I	42	56	616	195	620	112	93	12,4
9/I	19	56	504	288	782	125	105	14,0
1/II	17	70	336	306	849	113	103	22,8
2/II	19	56	616	303	471	99	71	9,6
3/II	12	74	560	149	564	96	77	11,6
4/II	22	50	448	255	469	101	72	13,9
5/II	6	56	560	252	493	103	69	8,2
6/II	18	58	392	174	415	102	68	14,9
7/II	19	58	448	244	478	100	67	10,3
8/II	26	46	448	318	716	114	79	9,7
9/II	31	66	448	292	618	117	83	11,2
1/III	31	58	616	223	461	120	70	6,8
2/III	63	60	504	253	530	99	74	14,0
3/III	47	70	504	348	540	91	76	15,2
4/III	45	68	560	283	621	122	88	12,6
5/III	44	52	560	378	685	120	85	13,2
6/III	66	46	616	394	715	118	89	8,9
7/III	72	78	840	578	730	125	90	11,2
8/III	68	68	728	572	881	124	104	14,3
9/III	61	62	784	494	627	143	84	16,0
1/IV	69	56	728	656	605	114	81	12,4
2/IV	61	90	672	497	487	99	75	12,8
3/IV	56	58	504	411	559	100	85	10,5
4/IV	58	62	448	409	683	124	86	12,6
5/IV	44	66	560	386	590	130	93	12,8
6/IV	45	56	560	306	694	114	95	11,8
7/IV	82	56	448	395	684	129	92	18,0
8/IV	60	68	560	385	585	114	79	11,3
9/IV	85	64	560	359	480	88	78	11,2



Tabela 9

ZAWARTOŚCI PIERWIASTKÓW ŚLADOWYCH W POWIERZCHNIOWEJ WARSTWIE  
GLEB POBRANYCH Z PÓL DOŚWIADCZALNYCH W DOBROSZOWIE WIELKIM

Nr poletka	Zawartość wyrażona [ppm]				
	Fe	Mn	Cu	Zn	Ni
1/I	4009	91,4	8,4	16,8	9,8
2/I	4540	92,1	7,5	16,9	5,0
3/I	4620	136,0	16,3	19,2	6,7
4/I	4657	103,0	7,0	19,4	10,4
5/I	4140	97,4	8,4	11,4	8,7
6/I	4500	104,0	5,8	16,8	9,1
7/I	4590	160,0	13,8	16,2	14,6
8/I	4570	124,0	13,7	10,7	13,4
9/I	4670	164,0	14,4	16,4	3,7
1/II	4600	163,0	9,8	11,4	12,3
2/II	3970	176,6	17,9	12,7	8,3
3/II	4211	140,6	11,0	13,4	6,7
4/II	4120	133,0	9,1	12,0	6,7
5/II	4370	146,0	14,3	14,3	8,6
6/II	3810	119,1	8,3	9,8	3,7
7/II	4360	165,0	12,0	11,5	7,2
8/II	4420	148,0	6,9	12,9	7,4
9/II	4200	131,0	8,3	12,2	0,0
1/III	3630	139,0	15,5	12,0	5,0
2/III	3880	110,0	8,4	12,4	10,4
3/III	4250	91,2	16,2	17,4	4,5
4/III	4300	144,0	16,1	15,4	6,4
5/III	4680	200,1	14,5	15,8	4,5
6/III	4500	175,2	9,9	13,3	2,0
7/III	4630	212,1	13,0	17,0	1,2
8/III	4390	165,3	12,4	17,3	1,2
9/III	4380	110,0	11,9	15,3	9,9
1/IV	4520	155,1	8,6	16,4	1,2
2/IV	4530	128,1	8,0	12,4	9,4
3/IV	4380	114,0	9,5	11,6	1,2
4/IV	4650	54,1	7,6	10,3	1,4
5/IV	4610	202,1	11,2	8,6	0,0
6/IV	3860	119,3	6,2	10,6	2,9
7/IV	4380	144,5	14,0	17,8	6,4
8/IV	4650	128,5	8,9	10,7	3,7
9/IV	4410	136,0	6,4	9,4	7,4

### Omówienie wyników

Skład mechaniczny gleb zrekultywowanych w Dobroszowie wykazuje dość znaczną zmienność poziomą i pionową (tab. 5). Zawartość części spławialnych w warstwie 0 - 20 cm wynosi od 9 - 26 %. Utwory te reprezentują grupy mechaniczne od piasku słabo gliniaszego do gliny lekkiej. W większości prób stwierdzono też znaczne ilości frakcji pyłu. W porównaniu ze stanem sprzed eksploatacji kruszywa, obecne gleby zawierają znacznie więcej szkieletu i pod tym względem różnią się istotnie od większości mad uprawnych [2, 10].

Zamieszczone w tabeli 6 wartości gęstości objętościowej rzeczywistej wahają się między 1,60 a 1,80 g/cm<sup>3</sup>. Świadczy to o minimalnym stopniu spulchniania badanych gleb. Ich gęstość niewiele się różni od gęstości gleby na ekstensywnym pastwisku ugorze. Rezultatem tego jest duża zwięźłość gleby w stanie suchym. Szczególnie zbitą okazała się warstwa poniżej poziomu ornego. Warstwa ta nie przepuszcza wody i bardzo często pod wilgotną glebą w górnych poziomach, warstwy głębsze są przesuszone.

Kapilarna pojemność wodna badanych gleb jest niska, co może mieć związek ze znaczną ich zbitością. Bardzo niska jest też porowatość powietrzna (3 - 5 %), stanowiąca różnicę pomiędzy maksymalną a kapilarną pojemnością wodną. Według Uggli [10] optymalną wielkością dla gleb uprawnych jest 20 - 40 %. Zawartość substancji organicznej oznaczonej metodą Tiurina waha się od 0,72 do 2,17 %. Większość gleb zawiera jej od 1,0 do 1,5 %.

Odczyn gleb Dobroszowa jest wyjątkowo niekorzystny, nie przekroczył wartości pH 5 w żadnej z prób. Jest to pH za niskie dla większości roślin uprawnych. Wapnowanie tych gleb jest zabiegiem warunkującym sens uprawy, a wysokie wartości kwasowości hydrolicznej wskazują na potrzebę stosowania dużych dawek tego składnika (tab. 7).

Pojemność sorpcyjna gleb (T) jest niska. Może to wynikać z małej zawartości próchnicy, niekorzystnego składu minerałów oraz zmian wynikłych w kompleksie sorpcyjnym z powodu bardzo niskiego pH. Niska pojemność sorpcyjna może obniżyć wykorzystanie składników mineralnych z nawozów przez rośliny uprawne.

Zawartość makroelementów w glebach Dobroszowa pozostaje w związku z ich niekorzystnymi ogólnymi właściwościami. Ilości wymienionych składników są bardzo małe (tab. 8). Jak na materiał pochodzenia rzeczno, zawartości Fe, Mn, Cu, Zn i Ni są stosunkowo niskie (tab. 9). Jednak przy obecnie istniejącym odczynie może dojść do pobierania tych składników przez rośliny w nadmiernych ilościach.

### Końcowe uwagi i wnioski

W wyniku eksploatacji kruszywa budowlanego oraz zabiegów „rekultywacyjnych”, w rejonie Dobroszowa powstały duże powierzchnie gleb industrioziemnych. Niewątpliwie o jakości powstałych gleb w poważnym stopniu decydowało ich aluwialne pochodzenie. Mady w rejonie Dobroszowa powstawały w dolinie Bobru. Tworzenie się i ewolucja mad zależą od rozmaitych czynników glebotwórczych, spośród których uształtowanie powierzchni doliny, warunki hydrologiczne, skład granulometryczny osadów oraz szata roślin i klimat można uważać za najważniejsze [6].



Jakość powstających gleb (mad) zależy głównie od zasobności skał macierzystych i gleb terenów położonych w sąsiedztwie przepływającej rzeki. Badane gleby przed eksploatacją kruszywa reprezentowały mady brunatne powstałe z utworów aluwialnych lekkich, płytkich i średniogłębokich zaliczane do kompleksów żytnych:

- dobrych,
- słabych,
- bardzo słabych [4].

Odczyn gleb był silnie kwaśny (96 % gruntów ornych do pH 5,5), zasobność w przyswajalne formy  $P_2O_5$  i  $K_2O$  była najczęściej niska. Wskaźnik bonitacji negatywnej gruntów ornych wyniósł 76 dla  $P_2O_5$  i 99 dla  $K_2O$ . W porównaniu do rotacji I (1958) prowadzonej przez Stację Chemiczno-Rolniczą nastąpiło w rotacji II (1967) pogorszenie właściwości chemicznych (wzrost zakwaszenia i zmniejszenie zasobności w formy przyswajalne P i K), co wskazuje na niewłaściwą gospodarkę na tym terenie [13].

Omówione powyżej chemiczne właściwości mad w okolicy Dobroszowa upadabniają je do mad sudeckich a w szczególności położonych w Kotlinie Jeleniogórskiej, powstających w sąsiedztwie kwaśnych, ubogich skał krystalicznych [8].

Aktualnie badane gleby posiadają szereg niekorzystnych właściwości:

- silne zakwaszenie,
- niska zasobność w składniki pokarmowe w formie przyswajalnej i ogólnej,
- nieuregulowane właściwości fizyczne,
- niekorzystne stosunki wodne.

Wydaje się, że podstawowym zabiegiem w gospodarowaniu na tych glebach powinno być ich wapnowanie. Zabieg ten poza unieruchomieniem glinu, przyczyni się do zwiększenia ilości przyswajalnych form makro i mikroelementów, jak też powinien poprawić strukturę gleb. Zalecane jest w tym przypadku stosowanie łatwo dostępnych form wapnia np. lokalnego bądź popiołów [3, 5, 12].

Niska zasobność gleb w składniki pokarmowe zmusza do ich stosowania w inny sposób jak na glebach uprawnych. W tym przypadku nawożenie mineralne powinno być stosowane w dawkach melioracyjnych (wysokich) to znaczy zapewniających nie tylko normalny wzrost i rozwój roślin uprawnych ale też odbudowę życia biologicznego nowo tworzonych gleb. Mała pojemność sorpcyjna wskazuje na stosowanie nawożenia mineralnego w kilku dawkach.

Dużym utrudnieniem w gospodarowaniu na powstałych glebach jest ich mozaikowość przestrzenna jak też pionowa. Nadkład glebowy był rozprawdzany na wyeksploatowanych terenach za pomocą ciężkiego sprzętu. W wyniku działalności tego sprzętu powstałe gleby są bardzo silnie zbite, utrudnia to rozwój roślin, jak też wsiąkanie wody. Koniecznym wydaje się stosowanie orki z pogłębiaczem.



Literatura

- [ 1] Bedner J. - Biologiczna rekultywacja zwałowisk pokopalnianych. Międzynarodowe Czasopismo Rolnicze, RWPG 3, s. 50-55, 1980.
- [ 2] Greinert H., Drab M., Jędrzak A., Wróbel I. - Przewodnik po trasie Konferencji Terenowej Ogólnopolskiego Zjazdu PTG w Zielonej Górze, 18 - 20 września 1985.
- [ 3] Katzur J. - Die Grundmelioration von schwefelhaltigen extrem sauren Kipprohböden. Technik und Umweltschutz. Wiedernutzbarmachung devestierter Böden. 18, s. 52-62, 1976.
- [ 4] Kern H. - Rolnicza przydatność gleb Polski, województwo zielonogórskie. JUNG Puławy. 1971.
- [ 5] Krummsdorf A. - Grundmelioration vegetationsfeindlicher Bergbauflächen durch Einsatz Kalkreicher Elektrofiteresch. Technik und Umweltschutz Bodennutzung und Umweltschutz. 9, s. 77-96, 1974.
- [ 6] Laskowski S., Szozda B. - Niektóre właściwości chemiczne mad odrzańskich rejonu Przysławej Roczn. glebozn. t. 36, 3, s. 27-40, 1985.
- [ 7] Lityński T., Jurkowska H., Gorlach E. - Analiza chemiczno-rolnicza. PWN Warszawa, 1976.
- [ 8] Mazurski K. - Niektóre cechy mad sudeckich. Roczn. glebozn. 27 4, s. 93-105, 1976
- [ 9] Nowosielski O. - Metody oznaczania potrzeb nawożenia. PWRiL Warszawa, 1974.
- [ 10] Ugla H. - Gleboznawstwo rolnicze. PWRiL Warszawa, 1983.
- [ 11] Ustawa o ochronie gruntów rolnych i leśnych oraz rekultywacji gruntów z dnia 26 października 1971 roku, Dziennik Ustaw Nr 27 poz. 249.
- [ 12] Vocke A. - Die Wiederurbarmachung der Hochhalde Trager des VEB Braunkohlenkombinat Espenheim. Technik und Umweltschutz. Bodennutzung und Umweltschutz 9, s. 99-117, 1974.
- [ 13] Zasobność i potrzeby nawozowe gleb województwa zielonogórskiego. Cz. VI. Powiat Zielona Góra 1969. Wojewódzki Ośrodek Postępu i Informacji Rolniczej.





Teresa L. Nowak

OPORY PRZEPŁYWU WODY  
W STALOWYCH RURACH PERFOROWANYCH

## Oznaczenia:

- $a$  - szerokość szczeliny, mm  
 $b$  - długość szczeliny, mm  
 $D_w$  - średnica wewnętrzna rury, mm  
 $Re$  - liczba Reynolds'a  
 $k_z$  - zastępcza chropowatość według Nikuradse'go, mm  
 $\lambda$  - współczynnik oporów liniowych w rurze pełnościennej  
 $\lambda_p$  - współczynnik oporów liniowych w rurze perforowanej otworami okrągłymi  
 $\lambda_{ps}$  - współczynnik oporów liniowych w rurze perforowanej szczelinowo  
 $\phi$  - przepuszczalność ścianek rury perforowanej (stosunek całkowitej powierzchni otworów do wewnętrznej powierzchni rury)

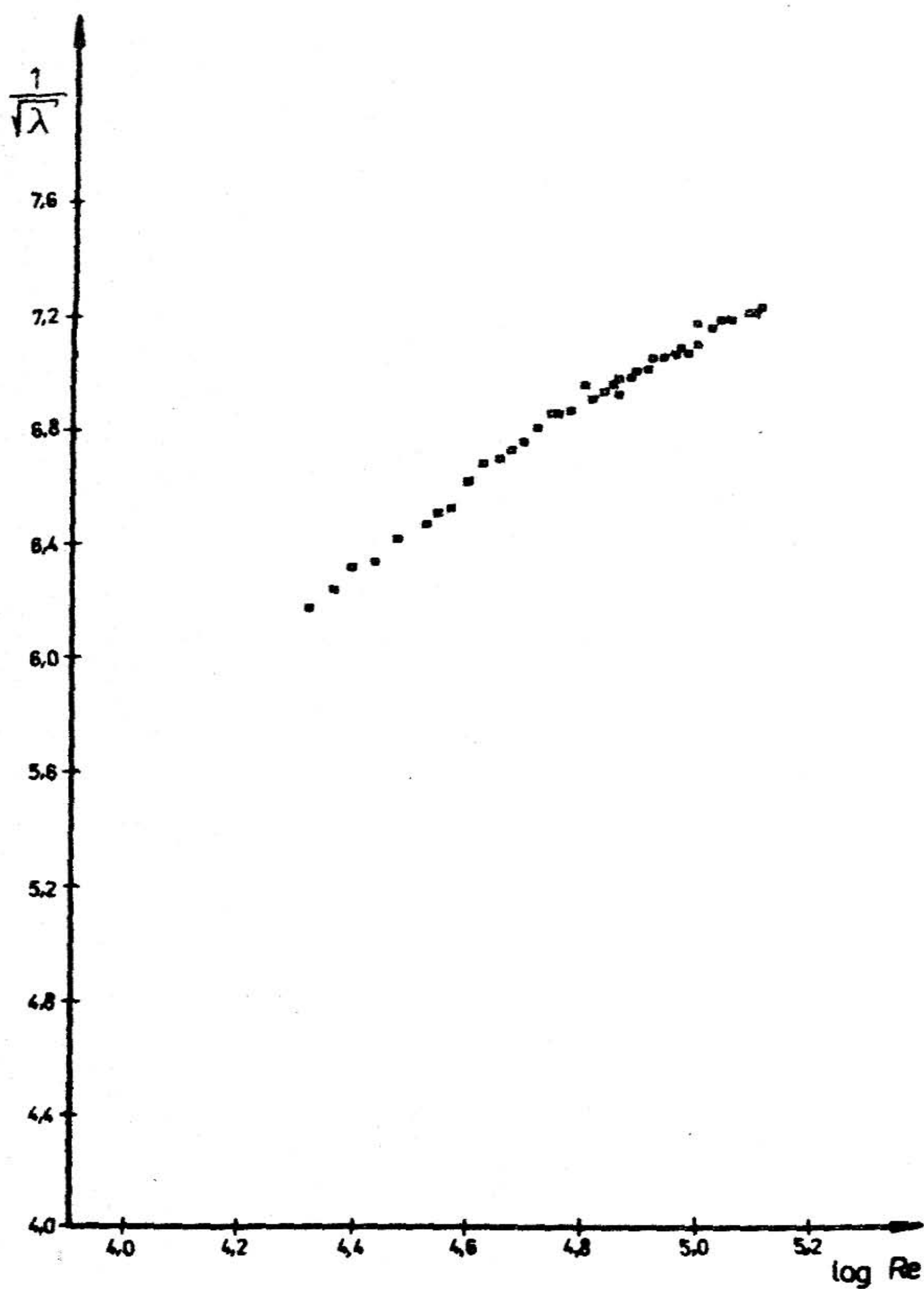
Rury perforowane stosuje się w wielu urządzeniach hydrotechnicznych i instalacjach przemysłowych (ujęcia wody, melioracje i inne). Rury osiągają w nich dość duże długości, dochodzące nawet do 100 metrów. Przy projektowaniu tych urządzeń i instalacji należy poznać zjawiska hydrauliczne, występujące w rurze perforowanej podczas przepływu przez nią wody, zwłaszcza wielkość oporów tarcia. Te zaś charakteryzuje współczynnik oporów liniowych  $\lambda$ .

Do tej pory opracowano wzory i formuły opisujące współczynnik oporów  $\lambda_p$  dla perforacji okrągłej i różnych wariantów rozmieszczenia otworów [3], natomiast w literaturze nie ma prac opisujących wyznaczenie wartości współczynnika oporów przy przepływie wody pod ciśnieniem przez prostoosiowe, stalowe rury o perforacji szczelinowej pełnym przekrojem. A perforacja szczelinowa umożliwia uzyskiwanie dużego stopnia przepuszczalności ścianek i jest obecnie bardzo szeroko stosowana.

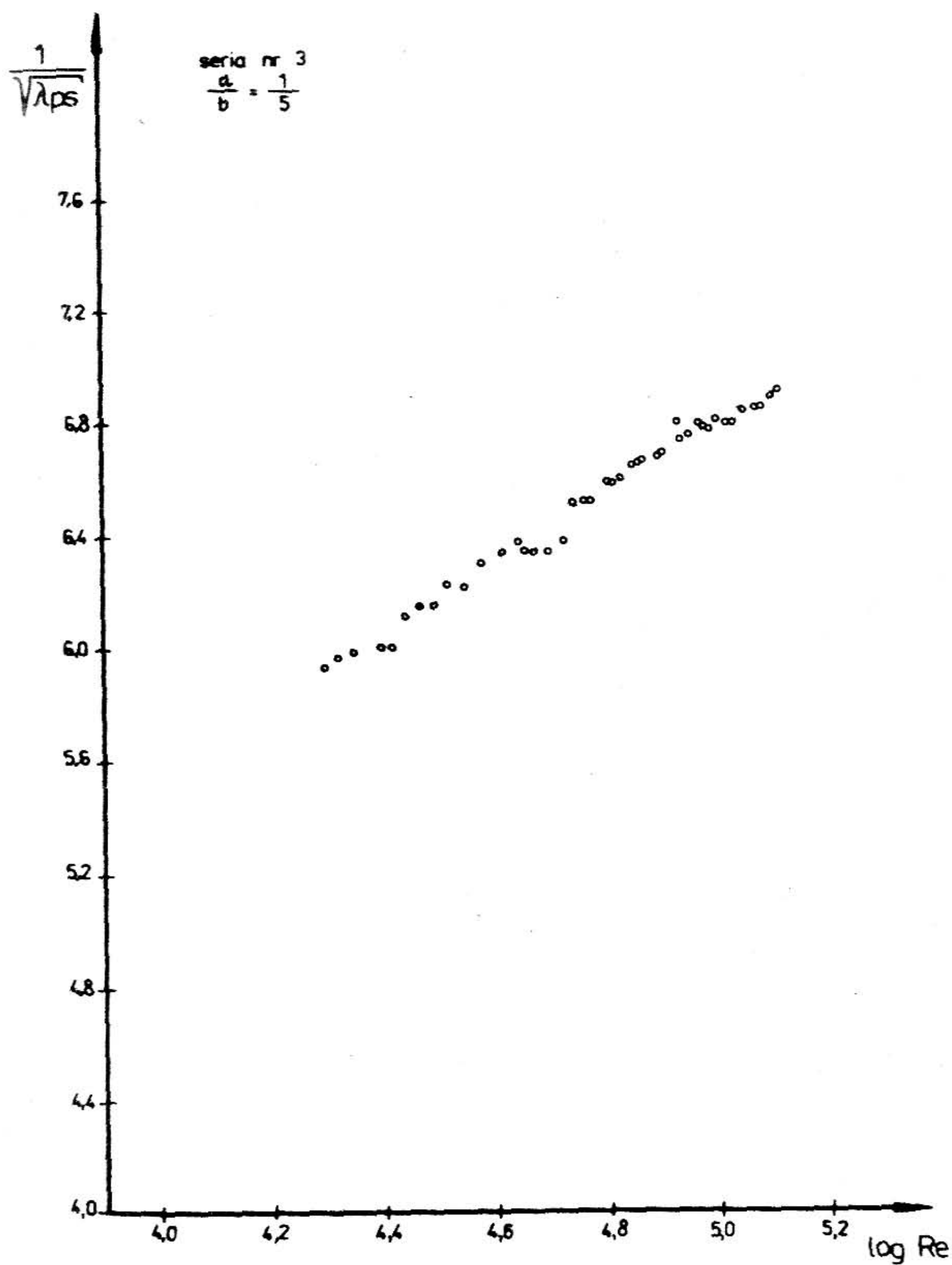
W celu zbadania oporów występujących przy przepływie wody przez rury perforowane szczelinowo, wykonano stanowisko doświadczalne, złożone z wymiennego odcinka pomiarowego, zbiornika dolnego, górnego, mierniczego, pomp obiegowych i koniecznego osprzętu [4]. Badane były rury stalowe o średnicy wewnętrznej 60, 32 mm i grubości 2,1 mm, o otworach nacinanych równolegle do osi rury.

Szczegółowe badania przepływu wody przez zamknięte rury pełnościenne, przeprowadzone przez O. Reynolds'a i J. Nikuradse'go i innych [1,2] wykazały, że na wartość współczynnika oporów liniowych  $\lambda$  wpływa szereg czynników w zależności od rodzaju



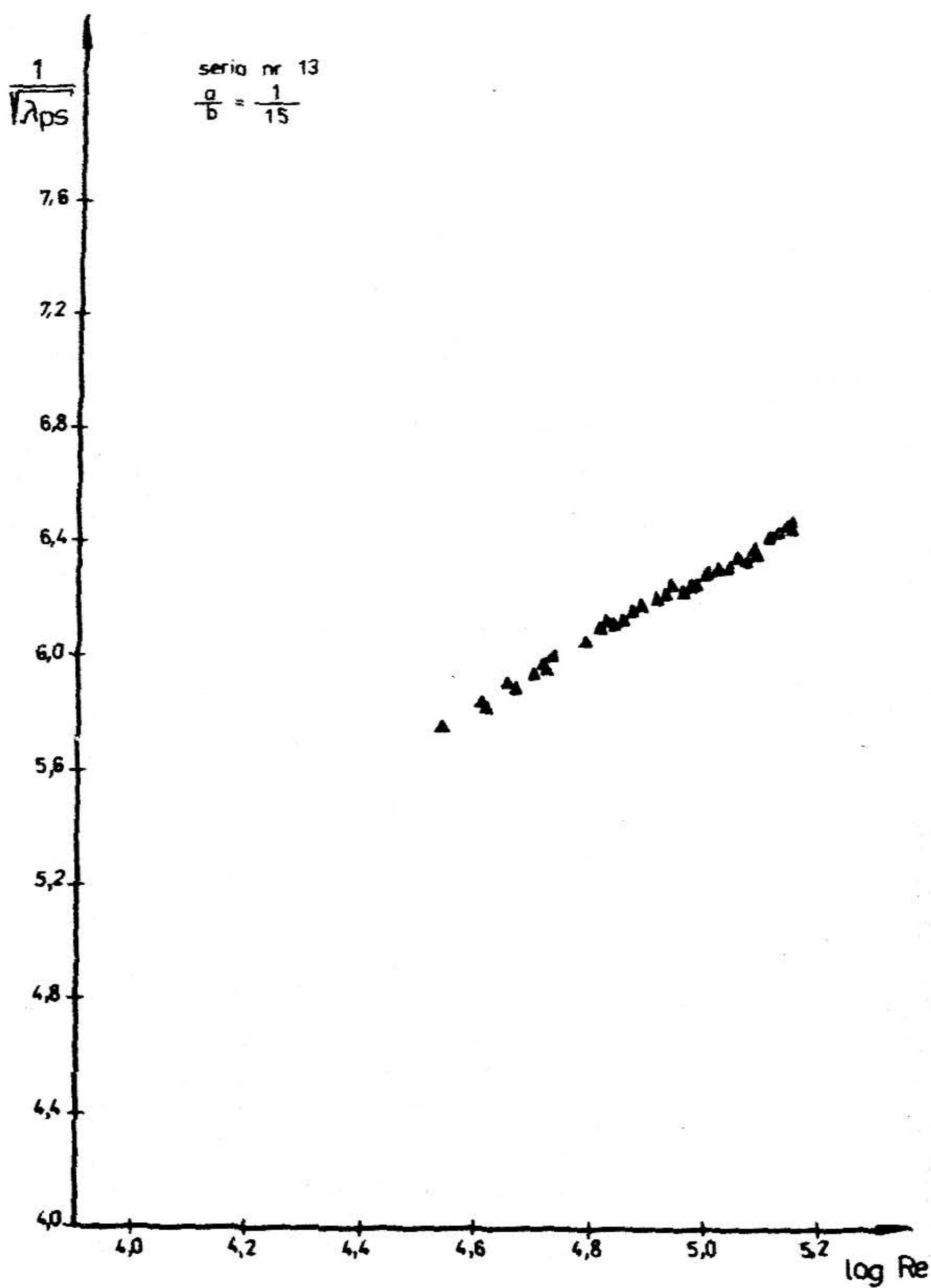


Rys. 1. Zależność  $\lambda = f(Re)$  dla badanej rury pełnościennej

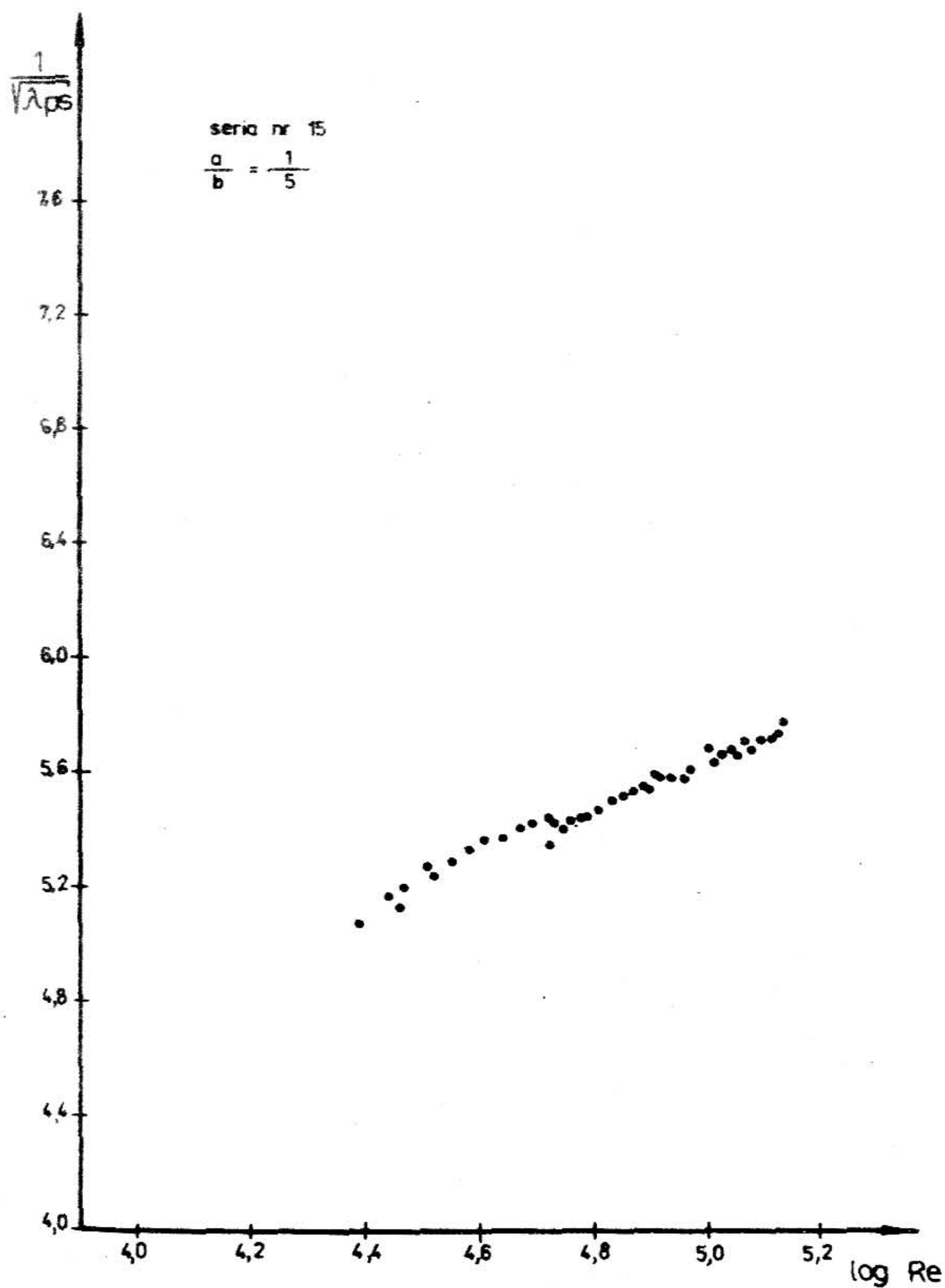


Rys. 2. Zależność  $\lambda = f(Re)$  dla badanej rury  
o przepuszczalności ścianki  $\phi 3\%$



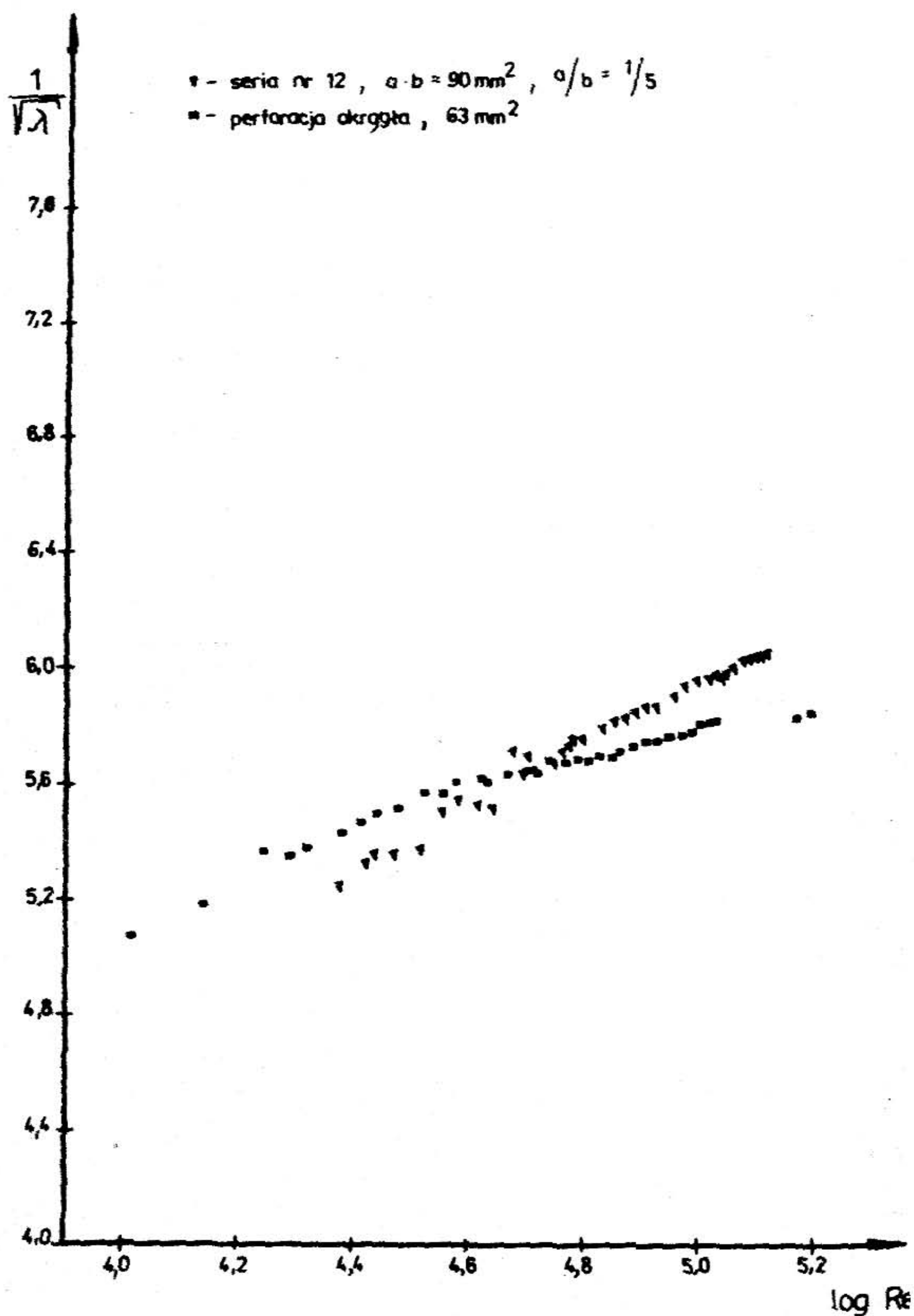


Rys. 3. Zależność  $\lambda_{ps} = f(Re)$  dla badanych rur  
o przepuszczalności ścian 19%



Rys. 4. Zależność  $\lambda_{ps} = f(Re)$  dla badanej rury  
o przepuszczalności ścianki 19%





Rys. 5. Zależność  $\lambda_{ps} = f(Re)$  dla badanej rury o przepuszczalności ścianki 12% i otworach o proporcji boków 1/5 oraz zależność  $\lambda_p = f(Re)$ ,  $\phi = 12\%$  i średnicy otworów perforacji 9,0 mm

ruchu cieczy. W warunkach ruchu turbulentnego przy zmiennej chropowatości hydraulicznej rur, współczynnik  $\lambda$  jest funkcją liczby Reynolds'a i chropowatości względnej rury. Istnieje jednak wiele formuł na obliczanie współczynnika oporów liniowych. Różne wyniki badań, uzyskane przez wielu badaczy, świadczą o tym, że w strefie zmiennej chropowatości hydraulicznej nie ma formuły jednoznacznie opisującej zależność

$\lambda = \lambda \left[ Re, \frac{k_z}{D_w} \right]$ . Wynika to prawdopodobnie z pominięcia w nich wpływu nierówności i ich wzajemnego rozmieszczenia na wartość współczynnika  $\lambda$ .

Aby uniknąć błędów i poprawnie określić wpływ perforacji szczelinowej na współczynnik oporów liniowych  $\lambda_{ps}$  badanych rur o perforacji szczelinowej, rozpoczęto pomiary od wyznaczenia współczynnika  $\lambda$  dla rur pełnościennych przed wykonaniem ich perforacji. Wyniki pomiarów przedstawiono na rysunku 1.

Następnie zbadano oporność rur perforowanych. Przygotowano 15 kombinacji perforacji szczelin przy zachowaniu przepuszczalności ścianek 3%, 12%, 19% [2].

Szczeliny rozmieszczono na powierzchni rury w postaci pasów podłużnych o zwiększającej się ich liczbie w zależności od wymaganego stopnia przepuszczalności ścianek  $\phi$ , przy zachowaniu stałych odległości między osiami szczelin. Dla każdej przepuszczalności ścianek, przy zachowaniu powierzchni pojedynczej szczeliny, zmieniał się stosunek boków  $\frac{a}{b}$  w zakresie  $\frac{1}{15}$ ,  $\frac{1}{10}$ ,  $\frac{1}{5}$ . Dla przepuszczalności ścianek 3% i 12% zmieniała się również powierzchnia pojedynczej szczeliny ( $90 \text{ mm}^2$  i  $120 \text{ mm}^2$ ). Miało to na celu zbadanie wpływu powierzchni otworu przy ustalonym stosunku boków  $\frac{a}{b}$  i wpływu stosunku boków dla danej powierzchni otworu na wartość współczynnika oporów liniowych  $\lambda_{ps}$ .

Badane rury perforowane owinięte były na zewnątrz folią polietylenową. Uniemożliwiło to wypływ wody na zewnątrz lub dopływ od zewnątrz do wnętrza badanej rury przez szczeliny, tym samym strumień wody miał stałe natężenie i nie zmieniał swojej masy.

W trakcie pomiarów liczba Reynolds'a wahała się w granicach  $2 \times 10^4 - 1.3 \times 10^5$ . Przepływ wody odpowiadał warunkom ruchu burzliwego w strefie przejściowej. Wyniki pomiarów przedstawiono na rys. 2, 3, 4, 5.

Przeprowadzone badania pozwoliły stwierdzić, że perforacja rur w formie szczelin powoduje wzrost hydraulicznej chropowatości ścianek rury, gdyż wartości współczynnika  $\lambda_{ps}$  rur stalowych perforowanych szczelinowo, są większe od wartości współczynnika  $\lambda$  takich samych rur pełnościennych. Różnice między wartościami  $\lambda_{ps}$  a  $\lambda$  zwiększają się wraz ze wzrostem przepuszczalności  $\phi$  ścianek (rysunki 1, 2, 3, 4).

Wartość współczynnika  $\lambda_{ps}$  zależy od stopnia przepuszczalności  $\phi$  ścianek oraz stosunku  $\frac{a}{b}$  długości boków szczelin. Przy zachowaniu jednakowego stopnia przepuszczalności ścianek i jednakowej powierzchni poszczególnych szczelin wartość współczynnika  $\lambda_{ps}$  rośnie wraz ze wzrostem wartości stosunku boków szczelin  $\left[ \frac{1}{15}, \frac{1}{10}, \frac{1}{5} \right]$ .

Przy zachowaniu jednakowej wielkości i powierzchni szczeliny, wartość współczynnika  $\lambda_{ps}$  rośnie wraz ze wzrostem przepuszczalności  $\phi$  ścianek rury. Dla  $\phi = 3\%$  i  $\phi = 12\%$  oraz jednakowego stosunku boków, wartość  $\lambda_{ps}$  rośnie wraz ze wzrostem powierzchni pojedynczej szczeliny. Wartości współczynnika oporów liniowych  $\lambda_{ps}$



różnią się od wartości  $A_p$  (dla rur o perforacji okrągłej), określonych dla identycznych wartości  $\phi$  (rysunek 5).

Z przeprowadzonych badań wynika, że do obliczeń hydraulicznych rur perforowanych szczelinowo nie można stosować formuł odnoszących się do rur perforowanych otworami okrągłymi.

#### Literatura

- [1] Mielcarzewicz E.W. - Obliczanie systemów zaopatrzenia w wodę, Arkady, 1977.
- [2] Nowak T.L. - Badania laboratoryjne oporności hydraulicznej rur perforowanych szczelinowo, Praca doktorska, Politechnika Wrocławska, 1986.
- [3] Nowak T.L. - Przepływ cieczy w rurach perforowanych w świetle dotychczasowych badań. Zeszyt Naukowy Inżynierii Środowiska, WSIInż., nr 3, 1985.
- [4] Nowak T.L. - Stanowisko do badań oporności hydraulicznej rur szczelinowo-perforowanych. Zeszyt Naukowy Inżynierii Środowiska. WSIInż., nr 3, 1985.
- [5] Siwoń Z. - Badania modelowe warunków przepływu wody w perforowanych filtrach ujęć promienistych. Praca doktorska, Politechnika Wrocławska, 1971.
- [6] Siwoń Z. - Burzliwe przepływy cieczy w rurach perforowanych w warunkach nieciągłej zmiany masy strumienia. Monografia nr 10, Politechnika Wrocławska, 1976.

---

Dr inż. Teresa L. Nowak - Wyższa Szkoła Inżynierska w Zielonej Górze.

Magdalena Graczyk

ROZWÓJ TECHNOLOGII OCZYSZCZANIA ŚCIEKÓW  
ZAMIERZENIA I RZECZYWISTOŚĆ

Streszczenie

W artykule przedstawiono przegląd metod oczyszczania ścieków poczynając od zarania problemu do chwili obecnej. Praca stanowi chronologiczny opis rozwoju technologii oczyszczania ścieków i jednocześnie krytyczne omówienie tychże technologii.

Technologia oczyszczania ścieków ma już ponad 130 letnią historię, a za kolebkę jej rozwoju uważa się Anglię. Problem ścieków sanitarnych pojawił się właściwie wraz z prozaicznym wynalazkiem spłukiwanej miski klozetowej w Anglii w 1810 roku.

W tym okresie niektóre większe angielskie miasta posiadały kanalizacje wód deszczowych założoną w postaci krótkich kanałów podziemnych podłączonych do otwartych rowów i rzek.

Istniały wówczas przepisy zabraniające wprowadzania odpływów sanitarnych z poszczególnych domostw do sieci kanałów deszczowych. Tym samym rzeki były na ogół dość czyste i jedynie w okresie nawałnych deszczów pojawiały się krótkotrwałe zanieczyszczenia. Sytuacja zmieniła się radykalnie po roku 1815 kiedy to Zarząd Miejski Londynu zezwolił na wpuszczenie ścieków sanitarnych do kanalizacji deszczowej. W ślad za Londynem poszły inne miasta, mianowicie w roku 1833 Boston, w 1880 Paryż.

W niedługim czasie po podjęciu tych decyzji zaobserwowano gwałtowny wzrost zanieczyszczeń czystych do tej pory rzek. Powodem tego stanu było spławianie siecią kanalizacyjną (zwaną teraz ogólnospławną) zanieczyszczeń i różnych odpadków domowych.

W roku 1855 znany uczyony Michał Faraday tak opisał stan rzeki Tamizy w Londynie " ... rzeka Tamiza pokryta była na całej swej powierzchni pływającymi fekaliami, różnego rodzaju odpadkami domowymi i bulgocącymi pęcherzami gazów pochodzącymi z fermentacji osadów dennych, podpalanymi przez bawiącą się młodzież ...". W ten sposób na przestrzeni 40 lat zamieniono Tamizę w otwarty, cuchnący kanał ściekowy, a przebywanie w jej pobliżu względnie zamieszkiwanie, stało się prawie niemożliwe. W Londynie zwłaszcza w okresie letnim Parlament Angielski zmuszony bywał częstokroć przerywać swoje sesje, gdyż cuchnąca Tamiza uniemożliwiała kontynuowanie obrad nawet przy szczelnie zamkniętych oknach.

Ten katastrofalny stan rzeki zaczął spędzać sen z oczu ojcom miasta, a także stał się inspiracją dla ówczesnych badaczy w celu znalezienia środków zaradczych.

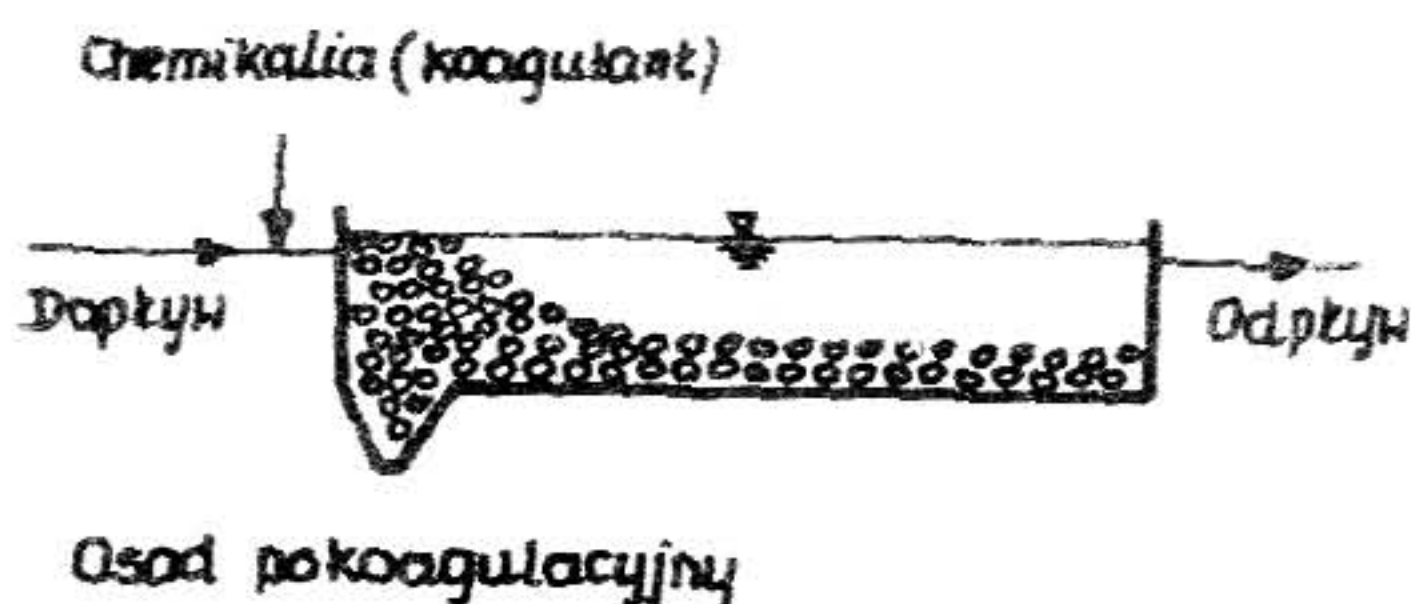
Zaproponowano wówczas dwa rozwiązania:

- chemiczną koagulację ścieków,      - rozdeszczanie ścieków na polach.



### Chemiczna koagulacja ścieków

Wkrótce po ustaleniu, że dodatek chemikaliów (koagulantów) do ścieków powoduje powstawanie kłaczków, na których są sorbowane zawarte w nich zanieczyszczenia, przystąpiono do realizacji tego procesu w skali technicznej.



Rys. 1. Chemiczna koagulacja ścieków

W bardzo krótkim czasie objęto ochroną patentową ponad sto chemicznych związków spełniających rolę koagulantów. Wynalazcy mogli w sposób bardzo obrazowy przekonać ojców miasta o słuszności wybranej drogi. Wystarczyło szklany cylinder wypełnić ściekami, dodać niewielką ilość koagulantu i już wkrótce można było obserwować duże, szybko opadające na dno kłaczkowate osady. Woda nad osadem stawała się klarowna. Ponieważ w osadzie pokoagulacyjnym zdeponowane były zawarte w ściekach wartościowe substancje nawozowe, wydawało się słusznym założenie, że znajdą one nabywców wśród ogrodników i rolników. Wynalazcom i ojcom miast marzyły się nie tylko czyste rzeki, ale także duże zyski. Niestety, rzeczywistość okazała się inna i znacznie skorygowała marzenia. Proces chemicznej koagulacji usuwał co prawda zawieszone zanieczyszczenia ze ścieków, ale substancje rozpuszczone, w których znaczną część stanowiły szybko zgniwalne związki organiczne, płynęły dalej wraz ze sklarowanymi ściekami do rzeki.

Stan czystości rzek pomimo znacznych nakładów poprawił się niewiele. Powstał przy tym nowy problem zagospodarowania dużych ilości osadów pokoagulacyjnych, stosunkowo szybko zamieniających się w cuchnącą i fermentującą masę, która wbrew założeniom nie znajdowała nabywców.

Ponad 200 angielskich miast, które zrealizowały powyższą koncepcję stanęło ponownie wobec nierozwiązanego problemu oczyszczania ścieków.

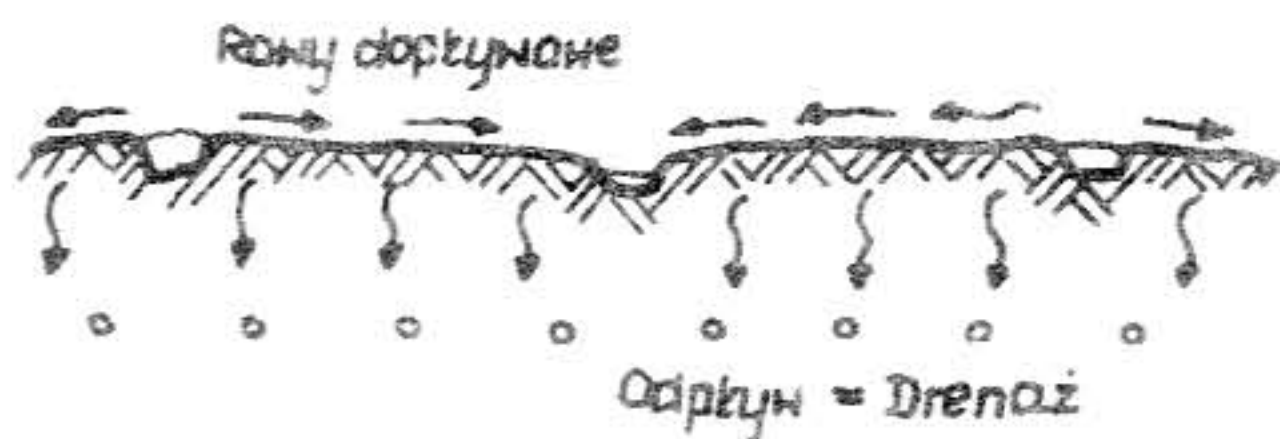
### Rozdeszczanie ścieków na polach

Balsze badania potwierdziły, że po rozdeszczeniu ścieków na polach i przesączeniu przez warstwę gleby, tracą one zdolność do zagniwania, a jednocześnie w glebie pozostają substancje nawozowe, co znacznie zwiększało entuzjazm stosowania tej metody oczyszczania ścieków.

Jednakże znowu rzeczywistość okazała się nie na miarę marzeń. Otóż w pobliżu wielu angielskich miast nie było wystarczających powierzchni pól, a niekiedy pola o gruntach gliniastych trudno przesiekliwych, znacznie ograniczyły możliwość rozdeszczania



ścieków. Gliniaste powierzchnie ulegały szybko zasklepieniu i ścieki zamiast przesączać się w głąb gruntu tworzyły na powierzchni cuchnące, spływające następnie do rowów kałuże. Tak więc i ta propozycja nie przyniosła oczekiwanych rozwiązań.

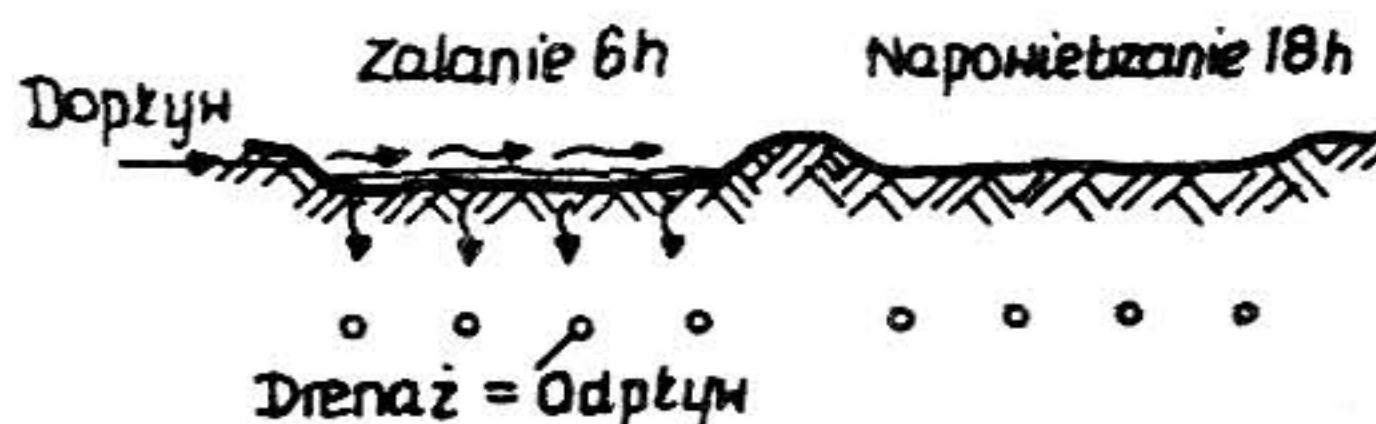


Rys. 2. Rozdeszczanie ścieków na polach

### Periodyczne filtry glebowe (pola filtracyjne)

Niedoskonałości dotychczasowych rozwiązań inspirowały do dalszych poszukiwań. W roku 1958 Parlament Angielski powołał Królewską Komisję pod przewodnictwem znanego chemika Franklanda, w skład której weszli wszyscy ówczesni wybitni uczeni. Po kilku latach pracy Komisji, po raz pierwszy w historii technologii oczyszczania ścieków, określono znaczenie tlenu w wodach powierzchniowych dla procesów samoczyszczenia się tychże wód, jak również dla mineralizacji zanieczyszczeń organicznych zawartych w ściekach. Zaproponowano oczyszczanie ścieków na periodycznie działających filtrach glebowych i sformułowano następujące warunki procesu:

- 1) należy zaniechać uprawy roślin na polach zalewanych ściekami,
- 2) procesy zachodzące w glebie porównano z procesami zachodzącymi podczas oddychania w płucach zwierząt. Wiadomo, że dla oddychania niezbędny jest tlen czerpany z powietrza. Podobnie w procesie oczyszczania ścieków, im więcej tlenu wprowadzi się do gleby, tym wyższy efekt oczyszczania uzyska się. Celem dobrego napowietrzenia filtrów glebowych postanowiono wprowadzić ich periodyczną pracę, a więc 6 godzinne zalanie ściekami i 18 godzinne przerwy na napowietrzenie i wprowadzenie tlenu w pory gleby,
- 3) wykorzystanie nawozowych właściwości ścieków na polach filtracyjnych uznano za niemożliwe.



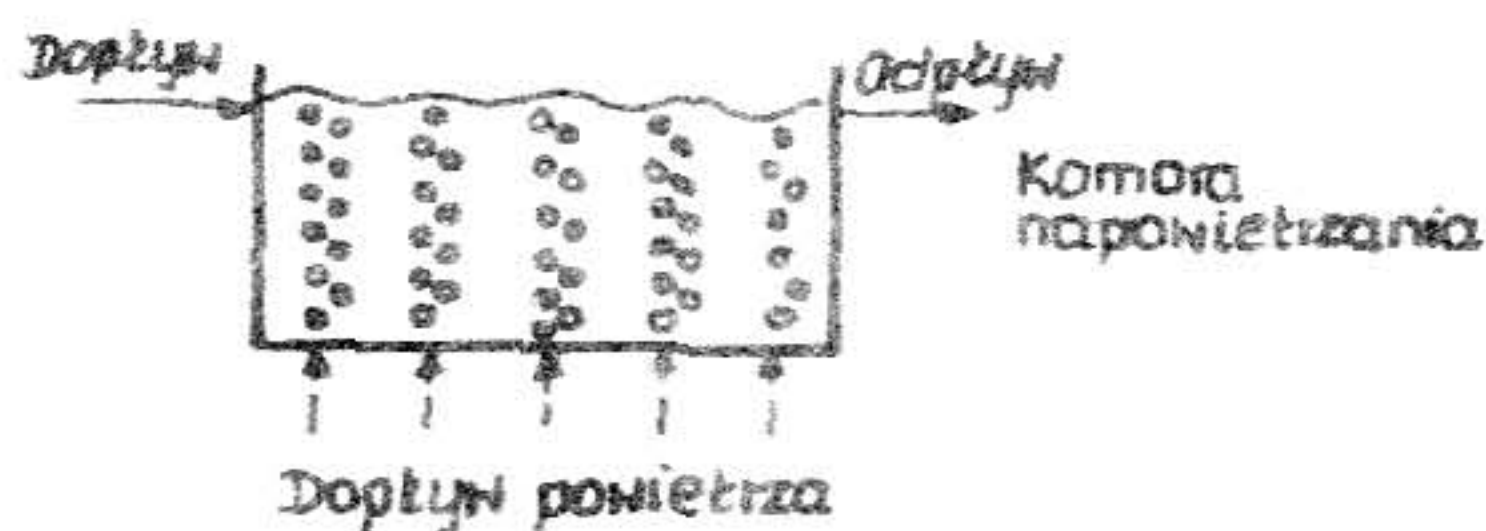
Rys. 3. Periodyczne filtry glebowe

Stopniowo periodycznie działające filtry glebowe przekształcono w filtry o działaniu ciągłym. Spowodowało to pogorszenie efektów oczyszczania i tym samym spadek zainteresowania tą metodą.



### Bezpośrednie napowietrzanie ścieków

Opierając się na badaniach Franklanda formułujących zależność między napowietrzeniem, a uzyskanym efektem oczyszczania ścieków, rozpoczęto w latach 1880-1910 zarówno w Anglii jak i na kontynencie amerykańskim badania nad bezpośrednim napowietrzaniem ścieków w komorze przepływowej. Dla pełnego utlenienia związków azotu organicznego do azotanów był wymagany jednak długi czas napowietrzania do 12 dob, co stanowiło niewątpliwie mankament tej metody.



Rys. 4. Bezpośrednie napowietrzanie ścieków

Lata 1883 i następane są latami dalszego rozwoju technologii ścieków. Postęp w tej dziedzinie związany jest z odkryciami Ludwika Pasteura, twórcy bakterologii.

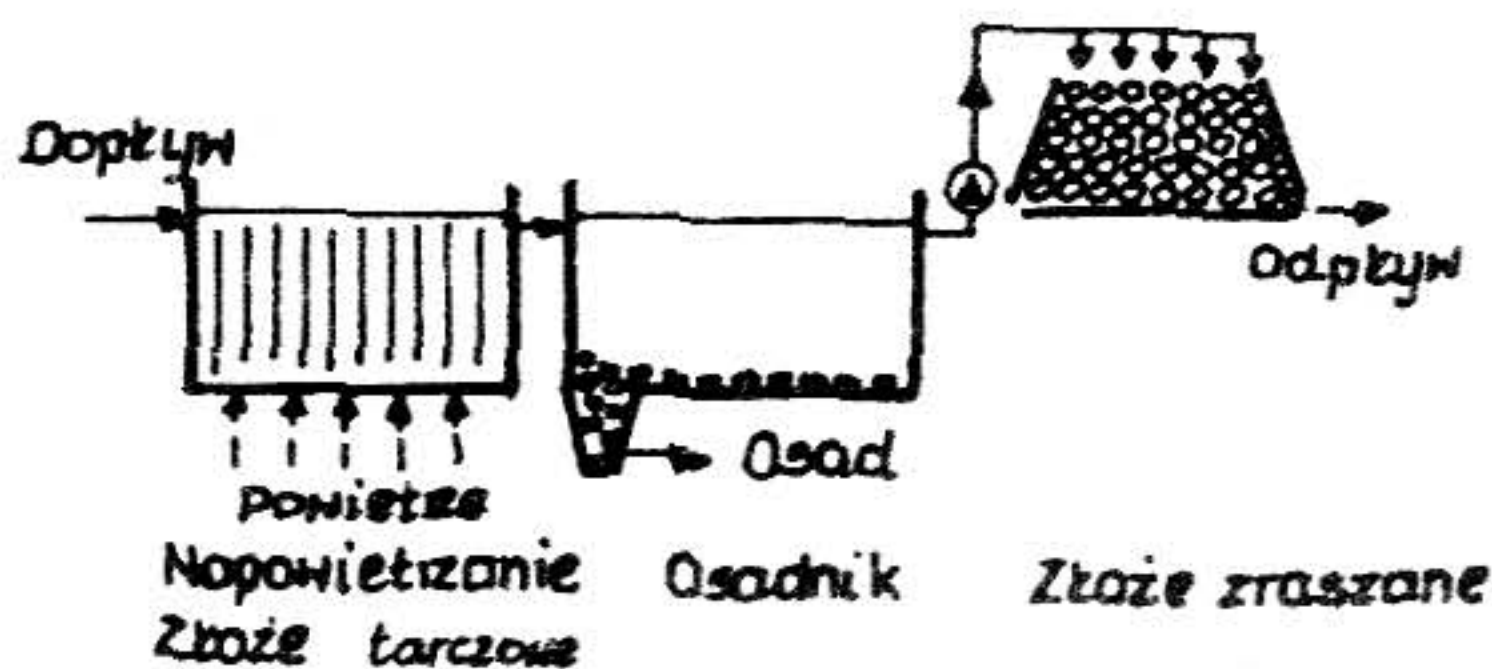
Pozwoliły one stwierdzić nie tylko wysoko zakaźny charakter ścieków, lecz umożliwiły również określenie przydatności mikroorganizmów w procesie ich oczyszczania.

W roku 1893 w Anglii wynaleziono złoża zraszane wykonane w postaci zbiorników wypełnionych materiałem ziarnistym.

Zasadniczym czynnikiem powodującym oczyszczanie ścieków był zespół mikroorganizmów zasiedlających błonę biologiczną, która powstawała samoczynnie na powierzchni ziarnistego wypełnienia złoża po kilku tygodniach zraszania ściekami.

### Napowietrzanie połączone z działaniem uwieczonych mikroorganizmów

Podczas wspomnianych badań nad bezpośrednim napowietrzaniem ścieków w oczyszczalni dla Bostonu zauważono, że ścieki oczyszczają się szybciej, gdy na ścianach komory napowietrzania utworzą się porosty mikroorganizmów.



Rys. 5. Napowietrzanie połączone z działaniem uwieczonych mikroorganizmów



Wykorzystując to spostrzeżenie, w komorze napowietrzania rozmieszczono gęsto łupkowe tarcze, zanurzone w ściekach, których powierzchnie stopniowo porastały mikroorganizmami. Część porostów podczas intensywnego napowietrzania komory ulegała rozrywaniu i zatrzymywana była w osadniku za komorą napowietrzania. Dla poprawy efektu oczyszczania, sklarowane ścieki płynęły na złożu biologicznym splukiwane, które rozwiązywało problem zapachy i plagi owadów zajmując przy tym niewiele miejsca.

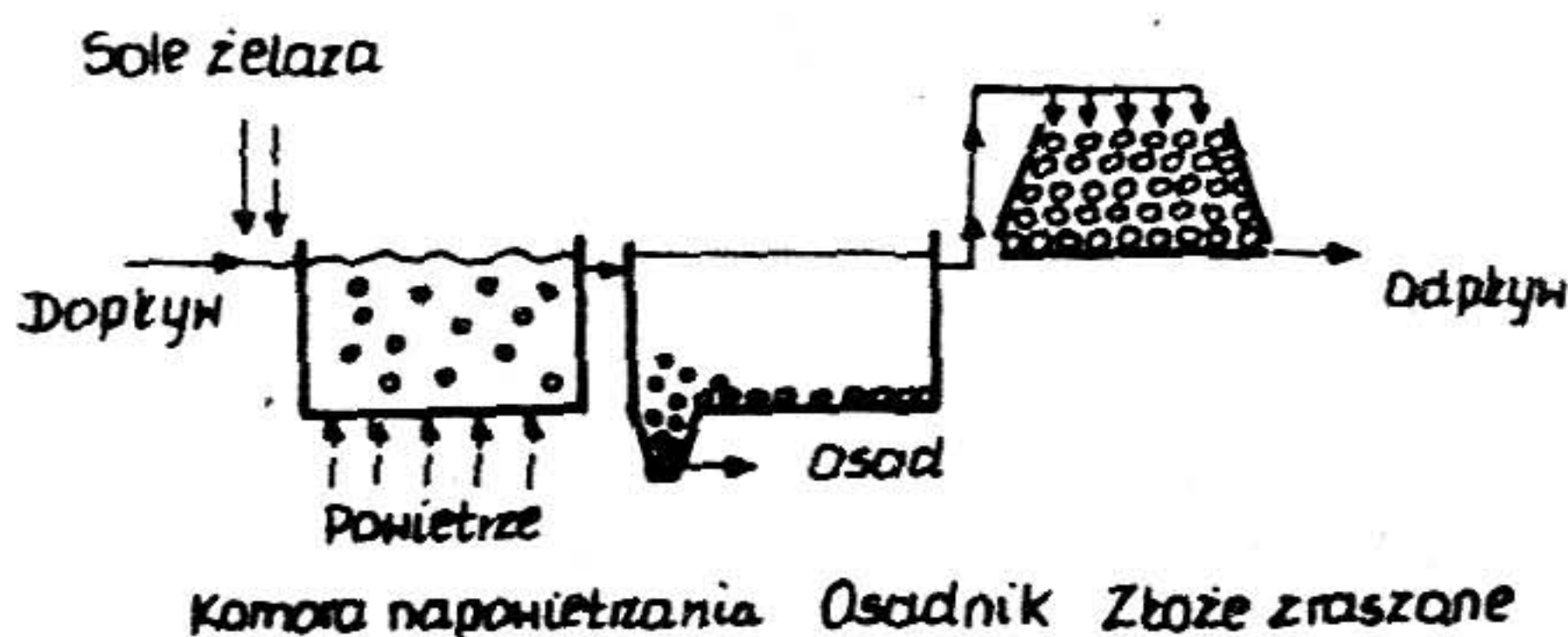
Połączenie napowietrzania z współudziałem bakterii uwieczonych na tarczach łupkowych znalazło w technologii ścieków liczne zastosowanie, a obecnie obserwuje się także renesans złóż tarczowych, szczególnie chętnie instalowanych w małych oczyszczalniach ścieków.

#### Napowietrzanie przy współudziale swobodnie pływających wyizolowanych kultur bakteryjnych

Postępujący rozwój bakteriologii umożliwił hodowlę wysublimowanych określonych kultur bakteryjnych, którym przypisywano szczególnie duże zdolności oczyszczania ścieków.

W pobliżu Manchesteru, Mumford z odpływu wód kopalnianych wyizolował gatunek bakterii, które nazwał "M7". Stwierdził on, że ich rozwój następuje dobrze, szczególnie przy dodatku wodorotlenku lub innych soli żelaza. Mumford wraz z Fowlerem w roku 1913 przeprowadzili próby zaszczepienia ścieków wyizolowanym gatunkiem bakterii "M7" przy jednoczesnym dodatku soli żelaza i stałym napowietrzaniu komory. Po 6 godzinym napowietrzaniu i sedymentacji w osadniku, uzyskano klarowny i niezagniewający odpływ, który był kierowany na 2 stopień oczyszczania - złożu biologiczne, gdzie następował proces nitryfikacji.

Jednakże oczyszczanie ścieków przy pomocy czystej wyizolowanej kultury bakteryjnej ocenione zostało jako droga niewłaściwa i uciążliwa.



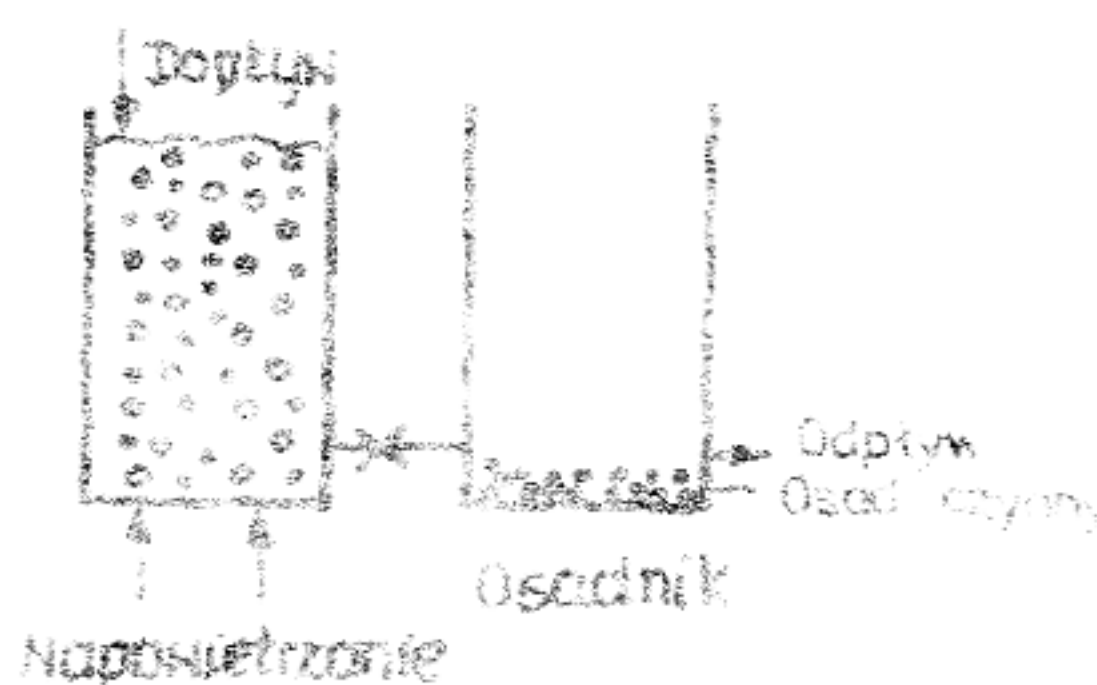
Rys. 6. Napowietrzanie przy współudziale wyizolowanych kultur bakteryjnych

#### Proces osadu czynnego z jednoczesną nitryfikacją

W roku 1914 na oczyszczalni w Manchester, Arden i Lockett rozpoczęli badania nad oczyszczaniem ścieków przy współudziale mikroorganizmów bakteryjnych w nich zawartych,



aż do osiągnięcia fazy nitryfikacyjnej. Początkowo próby prowadzono w skali laboratoryjnej - 2 litrowy cylinder wypełniono ściekami i napowietrzano tak długo, aż osiągnięto pełną nitryfikację.

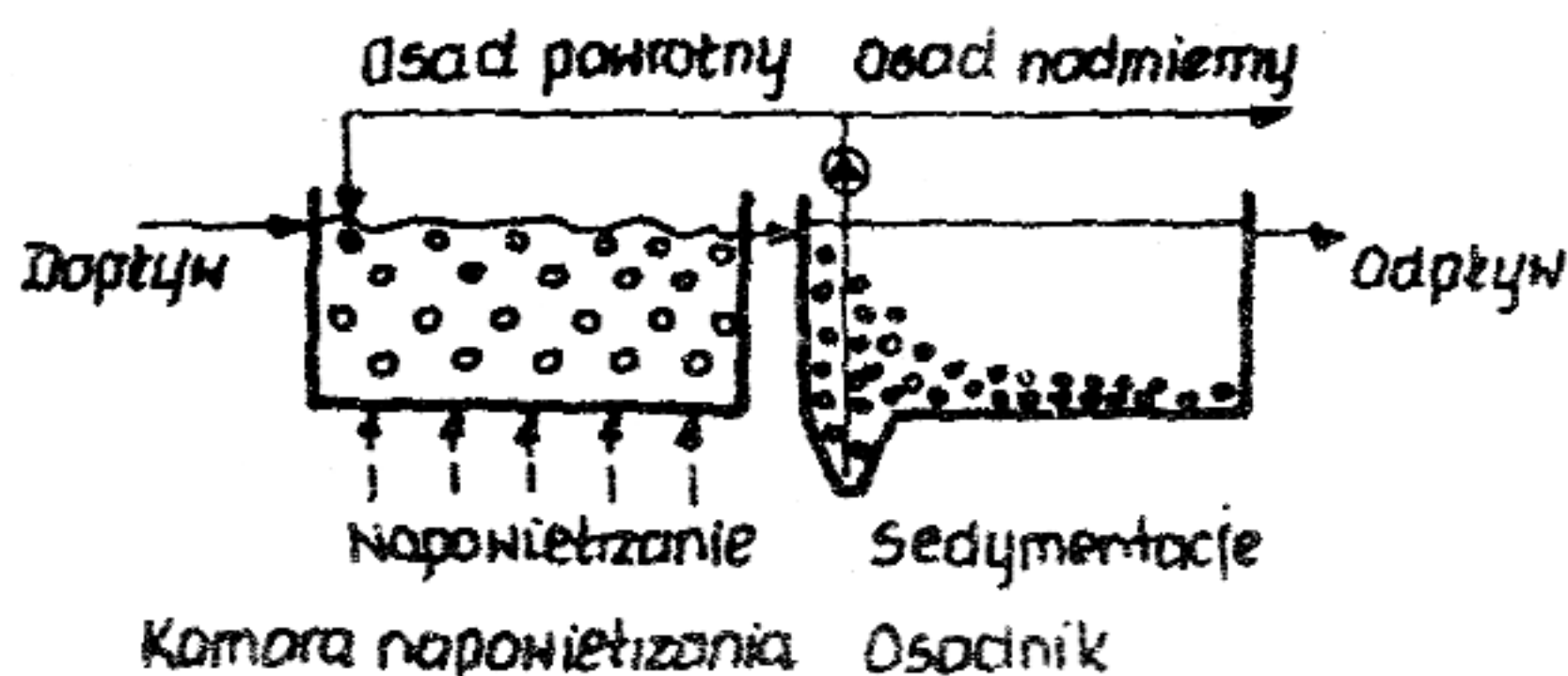


Rys. 7. . Dczyszczanie ścieków przy współudziale mikroorganizmów w nich zawartych

Podczas kiedy wszyscy wcześniejsi badacze oczyszczane ścieki wraz z zawieszonymi w nich komórkami bakteryjnymi kierowali do odpływu, Lockett wprowadzał je do drugiego cylindra, w którym następował proces sedymentacji. Wydzielony osad zwracał do napowietrzonego cylindra, a sklarowane ścieki kierowane były do odpływu. Ten zabieg zwracania utworzonego osadu do obiegu wyraźnie wpływał na skrócenie procesu oczyszczania ścieków. Powstały osad został przez nich nazwany *osadem czynnym*, gdyż stanowiły go ożywione kłaczki mikroorganizmów czynnie uczestniczące w procesie oczyszczania.

Po kilkumiesięcznych badaniach Lockett sformułował podstawowe zasady procesu oczyszczania ścieków osadem czynnym:

1. Wymagany czas napowietrzania jest uzależniony od ilości osadu czynnego zgromadzonego w komorze napowietrzania, od stężenia ścieków oraz od oczekiwanego stopnia oczyszczenia.
2. Osad czynny stanowią bakterie i pierwotniaki (ok. 30 mln/ml), powinien on posiadać barwę ciemnobrunatną i dobre właściwości sedymentacyjne.
3. Osad czynny zawiera dużą ilość związków azotowych (masa białkowa komórek bakteryjnych).



Rys. 8. Oczyszczanie ścieków osadem czynnym

Następnie Ardern i Lockett rozwiązyli technologiczny problem oczyszczania ścieków osadem czynnym.

Podstawę tego procesu stanowiły dwie komory. Pierwsza spełniała rolę komory napowietrzania - stały dopływ powietrza powodował utrzymanie w zawieszeniu mikroorganizmów osadu czynnego, a jednocześnie umożliwiał im biochemiczne procesy mineralizacji związków organicznych znajdujących się w ściekach. Drugą komorę stanowił osadnik, w którym następował proces sedimentacji osadu czynnego. Osad ten był ponownie kierowany do obiegu, tj. pompowany do komory napowietrzania stanowiąc tzw. osad powrotny, a sklarowane ścieki płynęły do odbiornika.

W wyniku procesu bioksydacji w miarę jak rozrastała się ilość komórek bakteryjnych, część osadu była usuwana i nie uczestniczyła w dalszym procesie stanowiąc tzw. osad nadmierny. Nowa możliwość oczyszczania ścieków przy pomocy osadu czynnego przyjęta została z dużym entuzjazmem i to zarówno w Anglii, jak i w USA, gdzie już do roku 1916 powstały pierwsze oczyszczalnie dla 10.000 m<sup>3</sup>/d ścieków, pracujące w oparciu o powyższą metodę. Praktyka eksploatacyjna potwierdziła wszystkie zalety tego procesu technologicznego, z jednym wyjątkiem, Lockett zakładał, że ze względu na wysoką zawartość związków azotowych osad nadmierny będzie wykorzystywany w celach nawozowych. Wkrótce jednak okazało się, że duże ilości wysoko uodornionego osadu gromadzonego na oczyszczalniach wymagają odrębnego potraktowania.

Rozwiązanie tego problemu znalazł Imhoff proponując osad nadmierny przepompowywać do dopływu na oczyszczalnię i następnie łącznie z osadem surowym zatrzymywanym w osadniku wstępnym, poddawać procesowi fermentacji metanowej.

Największy sukces w praktyce eksploatacyjnej procesu oczyszczania ścieków osadem czynnym osiągnięto w Anglii w grupowej oczyszczalni Mogden w pobliżu Londynu w roku 1934. Oczyszczalnia ta przyjęła ścieki z 28 starych oczyszczalni i po wybudowaniu 110 km kanału, 300.000 m<sup>3</sup>/d ścieków (1,5 mln. RLM) wprowadzono do komór napowietrzania. Pozytywne efekty pracy oczyszczalni Mogden zachęciły dalszych 200 małych oczyszczalni do połączenia się w 10 grupowych, również oczyszczających ścieki osadem czynnym. Metoda ta do chwili obecnej jest nadal stosowana dla dużych miast i zakładów przemysłu rolno-spożywczego.

#### Wysokoobciążony osad czynny

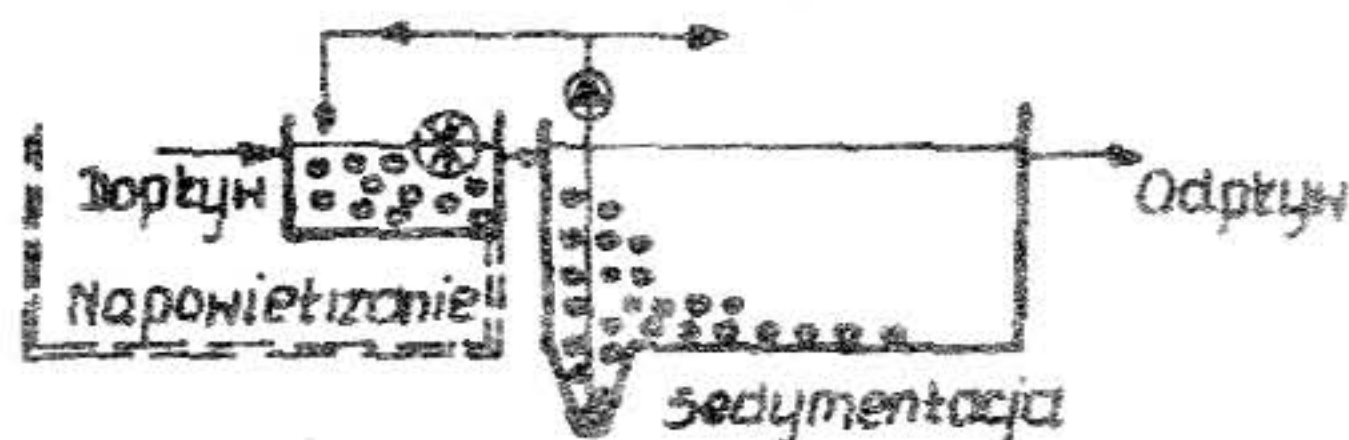
Pierwsze 35 lat rozwoju metody osadu czynnego zapisało się w historii technologii ścieków, jako okres powstawania dużych oczyszczalni angielskich i amerykańskich, w których stosowano klasyczne czasy napowietrzania 8 do 12 godz.

Natomiast drugie 35-lecie ma swoją historię już na kontynencie europejskim i jest to okres pewnej ewolucji procesu. Zapoczątkował ją Holender Pasveer, który uważany jest za ojca tzw. wysokoobciążonego procesu osadu czynnego. W swoich badaniach postanowił zmniejszyć do 1/6 wymaganą objętość komory napowietrzania przy zachowaniu tej samej ilości tlenu, jaka byłaby wymagana dla komory o konwencjonalnej objętości.

Powyższe rozwiązanie gwarantowało częściowe oczyszczanie ścieków przy stosunkowo krótkich czasach przetrzymania (1 do 1,5 godz.) w komorze i możliwe było do zastosowania wszędzie tam, gdzie odbiornik ścieków posiadał dużą chłonność tzn. niezbędny stopień oczyszczania, np. w granicach 60 - 75 %.



W latach 1955-70 na terenie RFN powstało wiele oczyszczalni pracujących właśnie metodą wysokoobciążonego osadu czynnego, bądź wysokoobciążonych złóż biologicznych np. w Dissen, Kassel i Hamburgu.



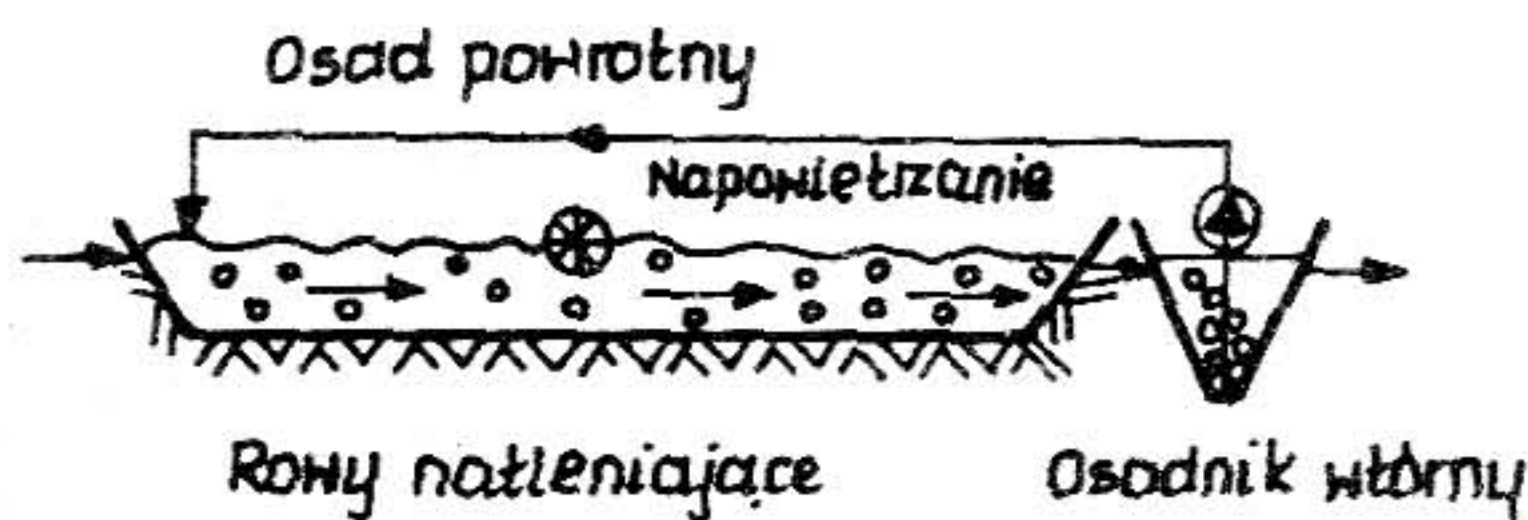
Komora napowietzania Osadnik wtórny

Rys. 9. Wysokoobciążony osad czynny

Praktyka eksploatacyjna tych oczyszczalni potwierdziła założenia procesu, jednakże należy pamiętać, że przy tak skróconych czasach napowietrzania proces nitryfikacji zachodzi w odbiorniku ścieków, dla którego azot w formie amonowej jest tak samo groźny, jak azot w postaci azotanowej. W obu formach azot jest przyswajalny przez mikro i makro organizmy roślinne i sprzyja przyspieszonej eutrofizacji cieków i zbiorników wodnych.

#### Osad czynny z jednoczesną stabilizacją osadów

Do połowy lat 50-dziesiątych był utrwalony pogląd, że metoda osadu czynnego pozwala co prawda osiągnąć wysoki stopień oczyszczania ścieków, ale sterowanie procesem jest skomplikowane i wymaga wysokokwalifikowanej obsługi. Z tych względów uważano za niemożliwe zastosowanie tej metody dla małych oczyszczalni ścieków.



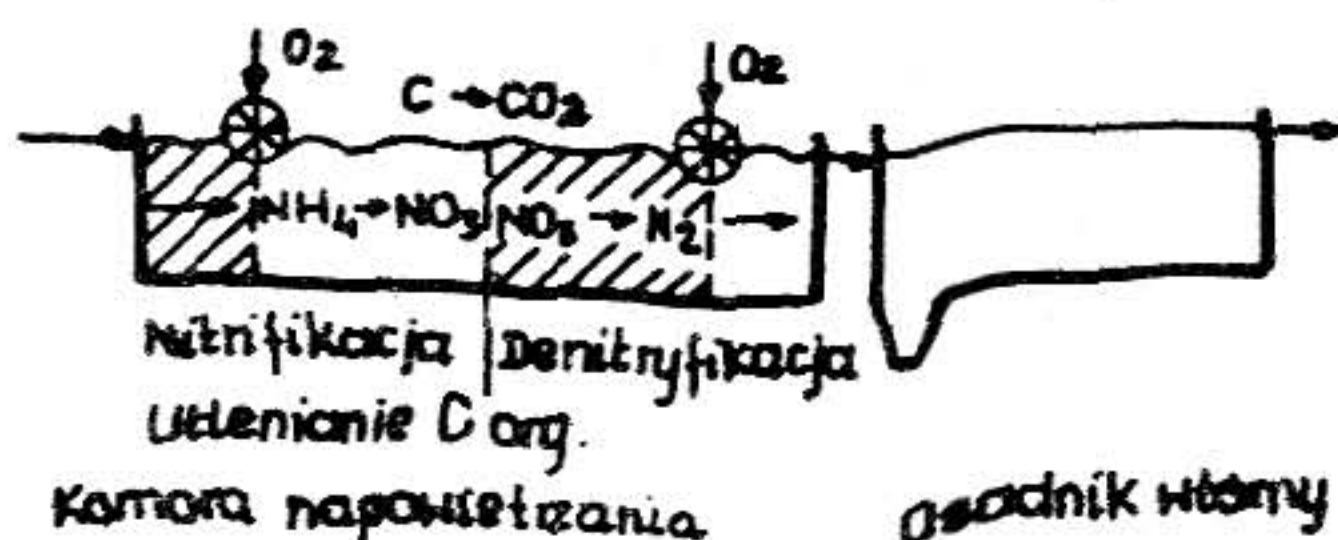
Rys. 10. Rowy natleniające - osad czynny z jednoczesną stabilizacją osadów

Ponierskie rozwiązanie Pasveera tzw. rowy utleniające stanowią zaprzeczenie tych poglądów. Rowy utleniające pracują bez osadnika wstępnego i ponieważ czas napowietrzania wynosi 2 lub 3 doby, gwarantują one stopień oczyszczania ścieków nie gorszy, aniżeli w dużych grupowych oczyszczalniach. Zaletą tego rozwiązania jest również stabilizacja osadów, które przy tak długich czasach napowietrzania tracą zdolność do zagniewania, a także prostota obsługi nie wymagająca stałego, fachowego nadzoru. Rowy utleniające stanowią też doskonałe rozwiązanie dla oczyszczania ścieków z przemysłu rolnospożywczego, np. mleczarskiego.



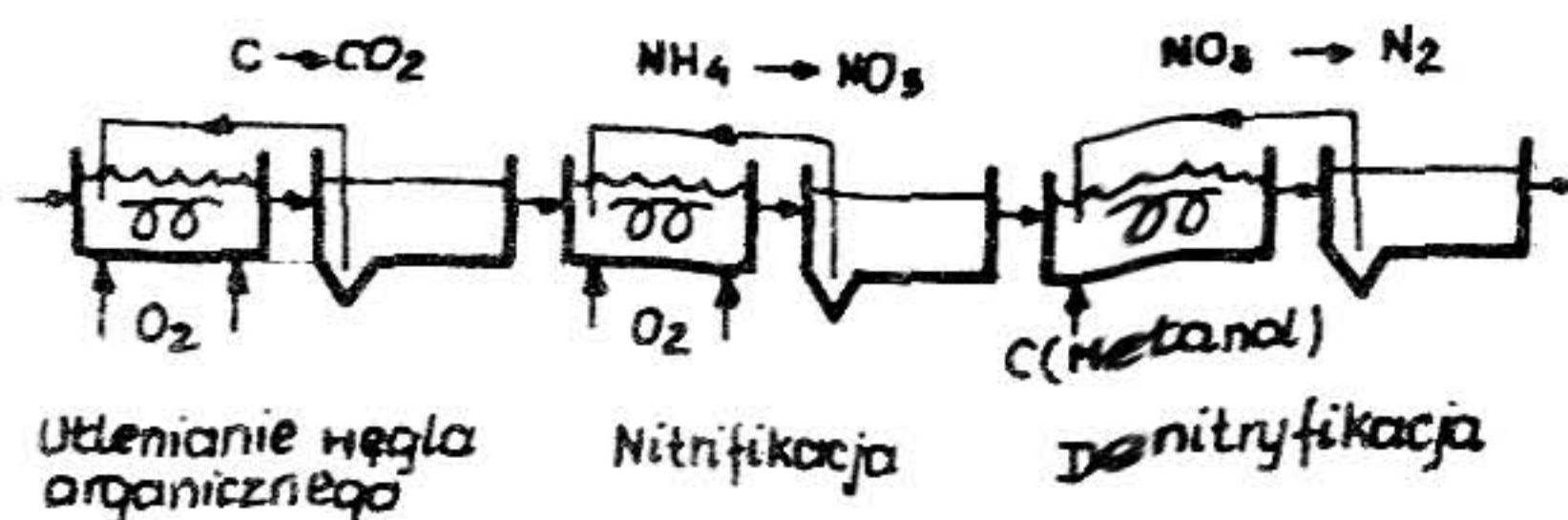
Osad czynny z denitryfikacją

Na przestrzeni ostatnich dwudziestu lat pojawił się problem denitryfikacji ścieków sprzeczający się do rozłożenia azotanów i uwolnienia azotu gazowego do atmosfery. Jest to możliwe do zrealizowania w trójstopniowym procesie osadu czynnego.



Rys. 11. Osad czynny z denitryfikacją

W pierwszym stopniu zachodzi proces utleniania węgla organicznego do  $\text{CO}_2$ , w drugim stopniu zachodzi proces nitryfikacji tzn. azot organiczny utleniony zostaje do  $\text{NH}_3$  i dalej do  $\text{NO}_2$  i  $\text{NO}_3$ . Trzeci stopień przeznaczony jest dla procesów denitryfikacyjnych. Osad czynny utrzymywany jest w zawieszeniu na skutek mieszania zawartości komory lecz dopływ powietrza zostaje wstrzymany. Bakterie dominujące w trzeciej fazie czerpią tlen do swoich procesów życiowych z rozkładu azotanów, przy jednoczesnym uwalnianiu azotu gazowego do atmosfery.



Rys. 12. Osad czynny z denitryfikacją chemiczną

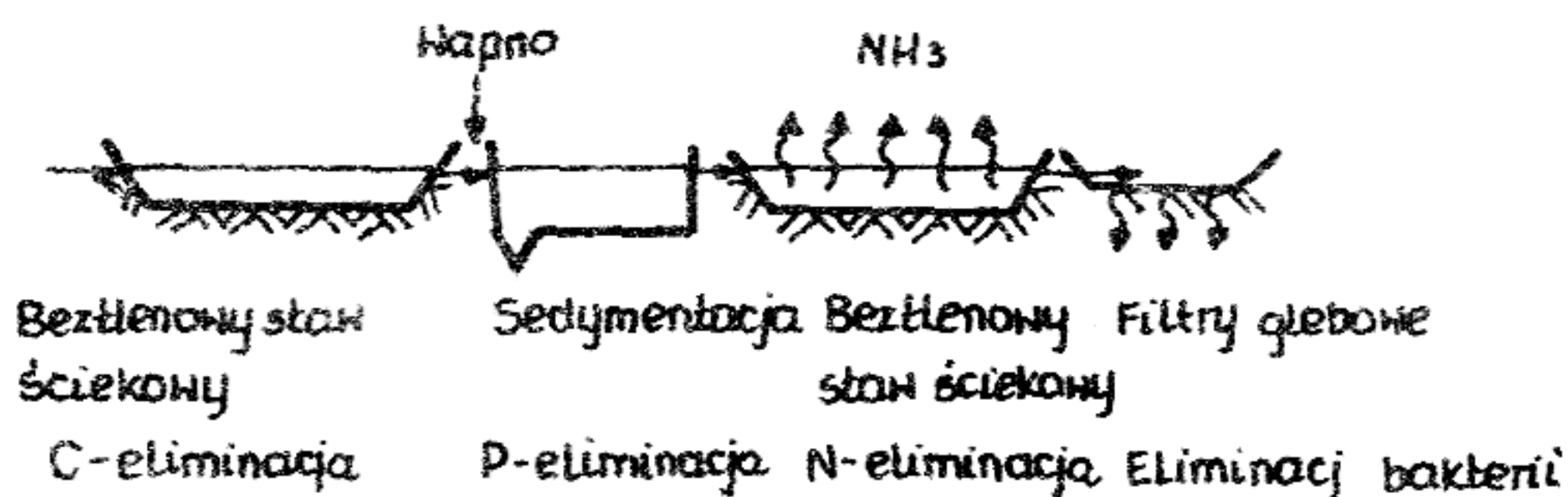
Ponieważ jednak związki węgla organicznego zostały rozłożone w pierwszym stopniu procesu, niezbędne jest dodawanie dla bakterii denitryfikacyjnych substancji pokarmowej zawierającej węgiel, np. metanolu.

Ze względu na duży koszt metanolu, a także na fakt, aby nie przedostawał się do odpływu, wymagane jest bardzo dokładne jego dawkowanie. Stanowi to niewątpliwą wadę tego trójstopniowego procesu.

Denitryfikacja może być również osiągnięta bez dodatku chemikaliów w tzw. procesie totalnego utleniania przy jednoczesnej oksydacji węgla i azotu. Potwierdziły to wyniki Pasveera oczyszczania ścieków w rowach utleniających, a także doświadczenia eksploatacyjne oczyszczalni ścieków w Wiedniu (Blumental około 200.000 RLM), gdzie proces denitryfikacyjny jest osiągany w komorach napowietrzania przez odpowiednie ste-



rowanie doprowadzania powietrza do komór. W niektórych krajach i rejonach świata wybitnie ubogich w zasoby wód naturalnych niezbędnym staje się tak daleko idące oczyszczanie ścieków, aby mogły być one ponownie wykorzystane np. jako woda ujmowana dla potrzeb przemysłowych. W takich przypadkach konieczna jest nie tylko eliminacja węgla i azotu, ale także fosforu i pozbawienie ścieków czynników chorobotwórczych. Przykładem takiego daleko idącego oczyszczania ścieków może być Tel Aviv, gdzie zdecydowano się na połączenie ładunków zanieczyszczenia (2 mln. RLM) z większości gmin w bezpośredniej bliskości Tel Avivu i zastosowanie rozwiązania grupowego.



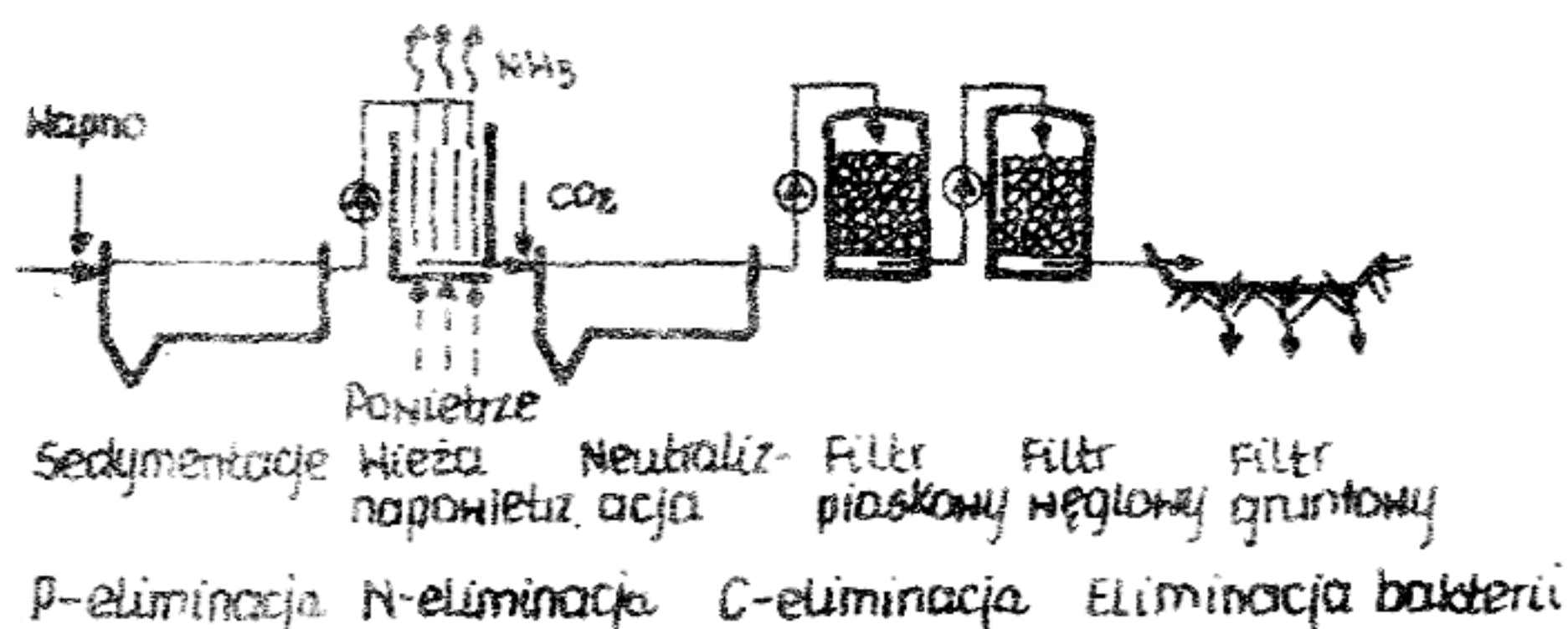
Rys. 13. Rozwiązanie z pełną eliminacją związków węgla, fosforu i azotu

Ze względu na korzystne warunki klimatyczne początkowo przyjęto układ obejmujący stawy beztlenowe, w których następowałaby eliminacja węgla organicznego, następnie koagulacja wapnem i sedymentacja w celu usunięcia fosforu, ponownie stawy beztlenowe z zapoczątkowaną denitryfikacją i usuwaniem gazowego  $\text{NH}_3$  do atmosfery i периодически działające filtry glebowe dla eliminacji bakterii.

Jednakże okazało się, że przyjęcie takiej koncepcji jest pomimo wspomnianych korzystnych warunków klimatycznych niemożliwe. Ze względu na nieprzyjemne zapachy i duże zapotrzebowanie na powierzchnię pod stawy, zainteresowano się nowym rozwiązaniem proponowanym przez USA. Ciąg technologiczny składa się z eliminacji fosforu poprzez koagulację wapnem i sedymentację, następnie w wieży napowietrzanej w przeciwnym kierunku zostaje amoniak, dalsze etapy obejmują neutralizację i filtrację przez filtr piaskowy i filtr wypełniony węglem aktywnym i eliminacją bakterii za pomocą filtru glebowego. Jest to rozwiązanie o znacznie mniejszym zapotrzebowaniu na powierzchnię, ale charakteryzujące się bardzo wysokim stopniem utechnicznienia i wymagające wysoko kwalifikowanej obsługi.

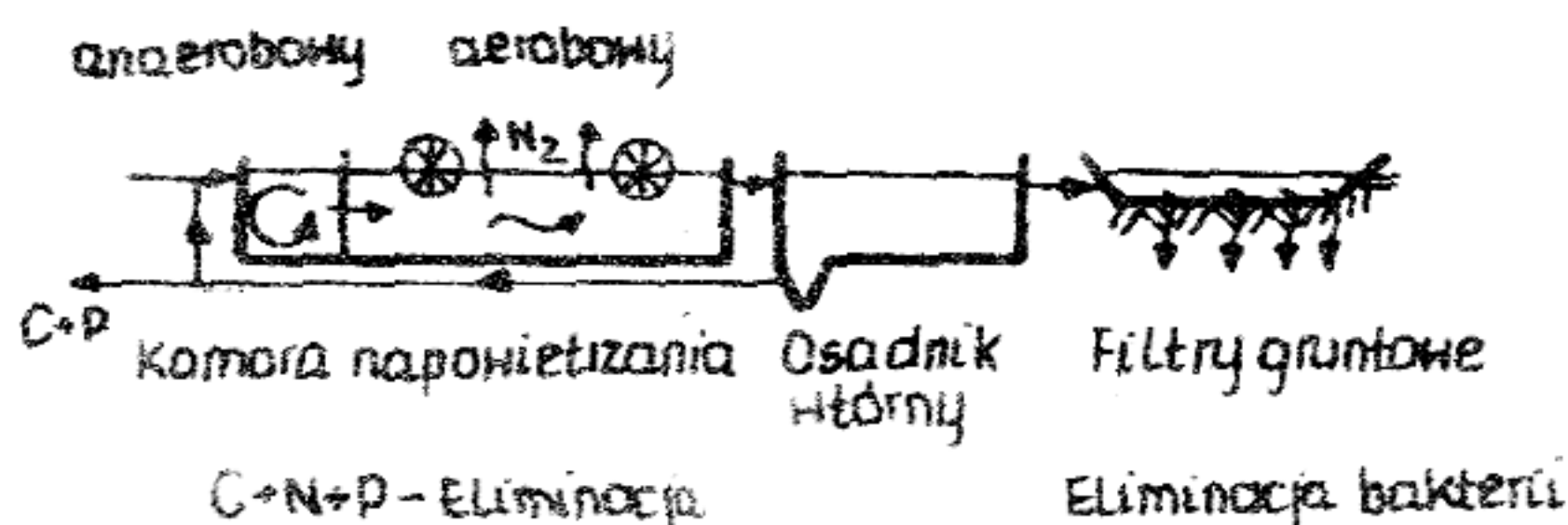
Jako propozycję konkurencyjną do obu powyższych rozwiązań przedstawić można ciąg technologiczny zrealizowany w Afryce Południowej, wzorowany na procesie osadu czynnego z oczyszczalni ścieków w Wiedniu (Blumental). W jednostopniowym procesie osadu czynnego bez osadnika wstępnego możliwa jest nie tylko eliminacja węgla organicznego, ale także denitryfikacja i usunięcie związków fosforu. Uzyskuje się to poprzez włączenie do ciągu technologicznego komory czołowej nienapowietrzanej, w której osad czynny zawarty w ściekach utrzymywany jest w zawieszeniu poprzez mieszanie. Ścieki dopływające do tej komory nie zawierają już azotanów i w tych warunkach możliwe jest eliminacja fosforu oraz wywołanie właściwych grup bakterijnych zawieszonych w osadzie i magazyn-

nujące fosfor. Końcowy etap usunięcia bakterii chorobotwórczych sprowadza się do przesądzania ścieków przez filtr piaskowy, przy czym czas przesączu wynosi około 400 dob.



Rys. 14. Rozwiązanie z pełną eliminacją związków węgla,

Nawiązując do marzeń twórców osadu czynnego Franklanda, Locketta i Pasveera można stwierdzić, że powyższa technologia stanowi ich urzeczywistnienie, ścieki zostają oczyszczone bez dodatku jakichkolwiek chemikaliów, a także bez jakiegokolwiek uszczerbku dla środowiska.



Rys. 15. Modyfikacja metody osadu czynnego gwarantująca pełną eliminację związków węgla, azotu i fosforu

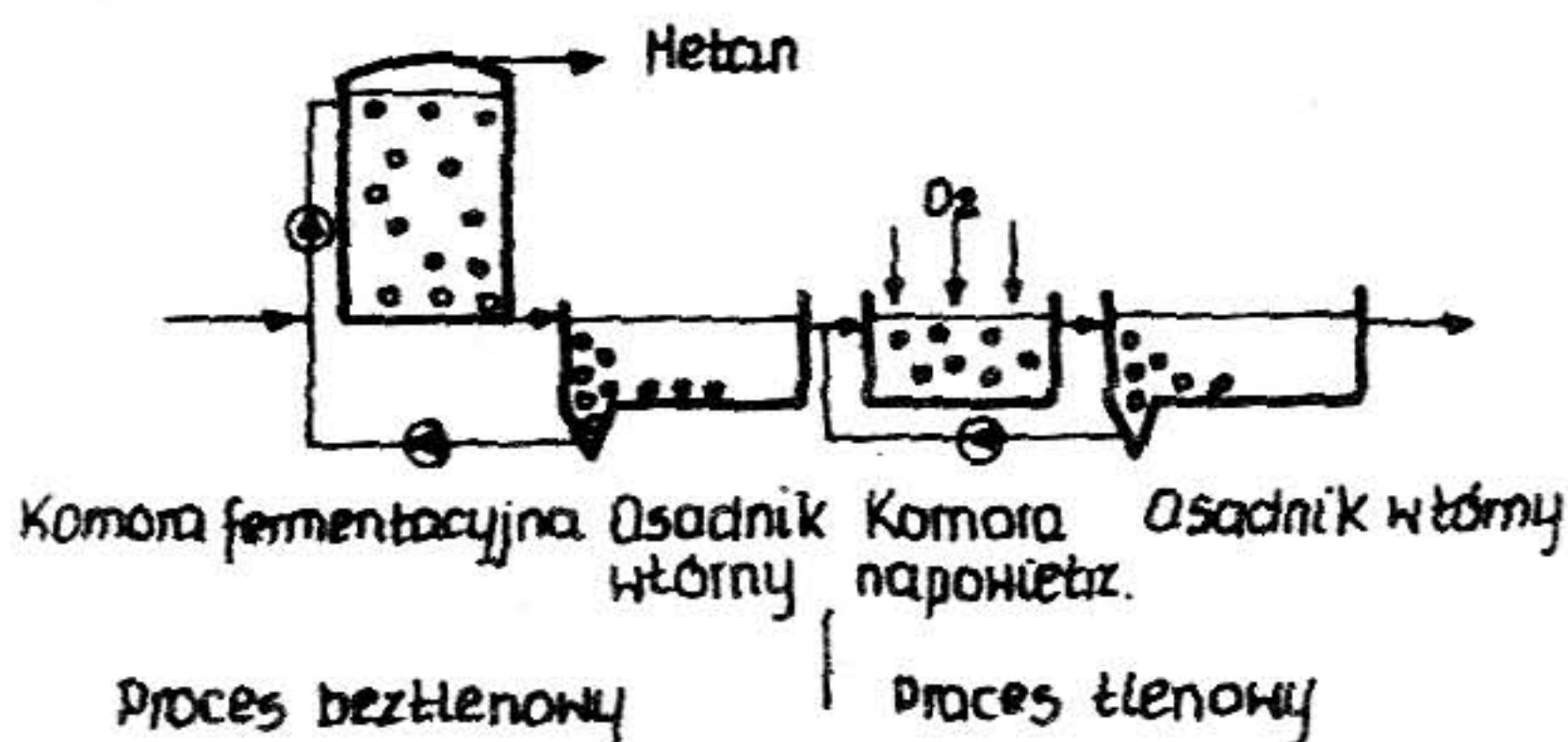
W roku 1938 znany amerykański technolog ścieków Mohlman z okazji 25-lecia metody osadu czynnego pisał: "Dzisiaj po 25 latach na całym świecie setki oczyszczalni, co dnia oczyszczają mln. m<sup>3</sup> ścieków wykorzystując osad czynny. To nadzwyczajne rozwiązanie nie ma sobie równego w historii oczyszczania ścieków, a proces technologiczny dobrze koresponduje ze stylem życia i wiedzą naszego okresu".

Oczyszczalnie ścieków naszych nowoczesnych miast powinny pracować bez przykrych i uciążliwych dla otoczenia zapachów i spełniać wymagania, co do zajmowania niewielkich powierzchni. "Sterowanie procesem oparte jest o naukowe badania potwierdzone przez praktykę procesową ...".

Analizując te słowa dzisiaj w 75 lat po wynalezieniu osadu czynnego, można je uznać za tak samo trafne i słuszne. Do chwili obecnej metoda osadu czynnego w przeróżnych jej wariantach procesowych jest skutecznym sposobem oczyszczania ścieków o dużym ładunku zanieczyszczeń organicznych.



Jednakże niezbędnym staje się uzupełnienie wymagań stawianych oczyszczalniom nowoczesnych miast - proces technologiczny powinien być optymalnie oszczędny energetycznie. Światowy kryzys energetyczny przypadający na lata siedemdziesiąte naszego stulecia zobligował do weryfikacji wszystkich technologii w tym również technologii oczyszczania ścieków i zmusił do sięgania po niekonwencjonalne źródła energii.



Rys. 16. Połączenie procesów beztlenowych i tlenowych do oczyszczania ścieków

Przykładem nowoczesnego energetycznie rozwiązania jest proces dwustopniowy anaerobowo-aerobowy, który wykorzystywany być może do oczyszczania wysokostężonych ścieków organicznych lub do stabilizacji osadów ściekowych.

Pierwszy stopień fermentacji metanowej pozwala na odzyskanie energii zdeponowanej w ściekach lub osadach, natomiast drugi stopień tlenowy umożliwia osiągnięcie wysokiego stopnia oczyszczania ścieków lub stabilizacji osadów. Przy odpowiednio zachowanych parametrach technologicznych, proces ten może być samowystarczalny energetycznie. Należy przyjąć, iż właśnie autarkia energetyczna procesów stosowanych w technologii oczyszczania ścieków jest zarazem wyzwaniem i koniecznością, jakie stawia przed nami XXI wiek.

Zbigniew Lewicki

# PROBLEMY GOSPODARKI WODNO-ŚCIEKOWEJ W WYBRANYCH ZAKŁADACH I INSTYTUCJACH ZIEMI LUBUSKIEJ

Prezentowana charakterystyka stanu gospodarki wodno-ściekowej w 32 różnych zakładach i instytucjach Ziemi Lubuskiej. Omówiono istniejące urządzenia wodociągowo-kanalizacyjne oraz zamierzenia w zakresie ich modernizacji. Przedstawiono główne problemy gospodarki wodno-ściekowej w sferze organizacji oraz eksploatacji. Określono kierunki działania niezbędne dla racjonalizacji systemów gospodarki wodno-ściekowej w analizowanych zakładach i instytucjach.

## 1. Wstęp

Autor publikacji, pracujący w Wyższej Szkole Inżynierskiej w Zielonej Górze od 1 września 1973 roku, miał liczne kontakty z wieloma zakładami przemysłowymi i innymi instytucjami Ziemi Lubuskiej.

Szczególnie ożywione kontakty w latach 1979-1986 pozwoliły na zgromadzenie obszernych materiałów umożliwiających ocenę stanu gospodarki wodno-ściekowej w tych zakładach i instytucjach. Powtarzające się nagminnie problemy i niedostatki gospodarki wodno-ściekowej w 32 wybranych zakładach i instytucjach skłoniły autora do ich przedstawienia w formie publikacji.

## 2. Charakterystyka wybranych zakładów i instytucji

Analizę gospodarki wodno-ściekowej objęto 32 zakłady przemysłowe i instytucje reprezentujące różne branże. Najliczniej w tej grupie reprezentowany jest przemysł spożywczy (6) oraz usługi komunalne i różne (7). Ogólną charakterystykę wybranych zakładów i instytucji przedstawia tabela 1.

Liczba pracowników w poszczególnych zakładach i instytucjach była bardzo zróżnicowana i wahała się od 2 (pawilon handlowy) do 1045 (zakład budowy maszyn).

W większości zakładów przemysłowych praca odbywała się w systemie 3-zmianowym.

Należy podkreślić, że w żadnym z analizowanych zakładów nie było wyspecjalizowanej jednostki organizacyjnej zajmującej się gospodarką wodno-ściekową na ich terenie. Zagadnieniami tymi zajmowały się następujące jednostki organizacyjne lub osoby:

- kierownicy zakładów (instytucji) - w 40,7 % ogółu zakładów,
- działy głównego energetyka - w 25,0 % ogółu zakładów,
- działy techniczne - w 15,6 % ogółu zakładów,
- działy administracyjno-gospodarcze - w 12,5 % ogółu zakładów,
- działy głównego mechanika - w 6,2 % ogółu zakładów.



W jednym spośród 32 analizowanych zakładów, pieczę nad gospodarką wodno-ściekową sprawował inżynier urządzeń sanitarnych, a w dwóch innych zakładach zagadnienia te podlegały pracownikom, którzy ukończyli technikum gospodarki wodno-ściekowej.

W pozostałych zakładach i instytucjach, zagadnieniami zaopatrzenia w wodę i odprowadzania ścieków zajmowały się osoby, nie posiadające żadnych kwalifikacji w tym zakresie bądź też b.słabo zorientowane w podległych im dziedzinach. Przedstawione fakty znajdują odzwierciedlenie w stanie gospodarki wodno-ściekowej w analizowanych zakładach i instytucjach.

### 3. Charakterystyka gospodarki wodno-ściekowej w wybranych zakładach i instytucjach

Stopień skomplikowania gospodarki wodno-ściekowej w analizowanych zakładach i instytucjach jest bardzo zróżnicowany. Ogólną charakterystykę gospodarki wodnej w wybranych zakładach i instytucjach przedstawiono w tabeli 2, a gospodarki ściekowej - w tabeli 3.

Niektóre z analizowanych zakładów i instytucji miały rozpoczęte bądź zaplanowane inwestycje w zakresie modernizacji urządzeń zaopatrzenia w wodę i odprowadzania ścieków.

Ważniejsze z tych inwestycji to:

Zakłady odlewnicze - budowa stacji uzdatniania wody rzecznej,  
- wtórne wykorzystanie wód pochodniczych.

Zakłady tkanin technicznych - rozbudowa ujęcia wody,  
- rozbudowa stacji hydroforowej,  
- budowa łapacza błota i tłuszczu,  
- budowa osadnika typu OGM-9 oraz poletek osadowych.

Zakład transportowy - przebudowa sieci kanalizacyjnej,  
- budowa łapacza błota, benzyny i tłuszczu.

Zakłady meblarskie - rozbudowa ujęcia wody,  
- modernizacja stacji hydroforowej.

Zakłady zielarskie - wprowadzenie zamkniętego chłodzenia pasteryzatorów,  
- wtórne wykorzystanie wód popłucznych,  
- remont pól filtracyjnych.

Suszarńia - wprowadzenie układu zamkniętego wody produkcyjnej (recyrkulacja 30 %  $Q_{d\text{ śr}}$ ),  
- modernizacja osadnika ziemnego.

Masarnia - wprowadzenie zamkniętego obiegu wody chłodniczej,  
- modernizacja sposobu czerpania wody ze studni kopanej,  
- uzdatnianie wody czerpanej z własnego ujęcia,  
- modernizacja systemu odprowadzania ścieków oraz urządzeń oczyszczalni ścieków,  
- rozruch technologiczny oczyszczalni ścieków.

Wytwórnia ekstraktów, rzeźnia	- wprowadzenie zamkniętych systemów chłodzenia wodą.
Browar „A”	- wprowadzenie zamkniętego obiegu wód chłodniczych, - budowa osadników gnilnych, - budowa zbiornika retencyjnego.
Browary „B” i „C”	- hermetyzacja obiegów chłodniczych, - wtórne wykorzystanie wód chłodniczych, - zastosowanie końcówek „pistoletowych” w myjniach urządzeń.
Ośrodek wczasowy „A”	- modernizacja stacji uzdatniania wody, - budowa zbiornika retencyjnego wód drenażowych, - uruchomienie pompowni ścieków.
Ośrodek sportu i rekreacji	- budowa mechaniczno-biologicznej oczyszczalni ścieków.

Z przedstawionego zestawienia wynika, iż wdrożone bądź planowane przedsięwzięcia modernizacyjne, mają za zadanie pełniejsze pokrycie zapotrzebowania na wodę, przy wydawniejszym wykorzystaniu ujęć własnych, zmniejszenie wielkości zużycia wody oraz odpływu ścieków poprzez hermetyzację systemów otwartych i wtórne wykorzystanie wód zużytych oraz podczyszczanie bądź oczyszczanie odprowadzanych ścieków. Okazuje się jednakże, iż te słuszne i konieczne przedsięwzięcia są realizowane bardzo opieszale, bądź też ich rozpoczęcie odkładane jest wciąż na termin późniejszy.

#### 4. Wybrane zagadnienia eksploatacyjne analizowanych systemów zaopatrzenia w wodę i odprowadzania ścieków

Podstawą prawidłowej eksploatacji systemów zaopatrzenia w wodę i odprowadzania ścieków jest posiadanie kompletnych materiałów inwentaryzacyjnych sieci i urządzeń wodociągowo-kanalizacyjnych. Tymczasem nieliczne z wybranych zakładów i instytucji posiadały odpowiednie materiały inwentaryzacyjne, a pełną dokumentację w tym zakresie miały jedynie 2 spośród 32 zakładów. Charakterystykę sytuacji zakładów i instytucji w tym zakresie przedstawia tabela 4.

Z zestawienia zawartego w tabeli 4 wynika, iż blisko połowa analizowanych zakładów i instytucji nie posiadała w ogóle materiałów inwentaryzacyjnych sieci i urządzeń wodociągowo-kanalizacyjnych, a następna grupa, podobnie liczna, posiadała jedynie dokumentację częściową (niekompletną).

Jednym z podstawowych aspektów gospodarki wodnej jest stała kontrola wielkości zużycia wody. Jest ona realizowana poprzez wodomierze instalowane na przyłączach z sieci wodociągowych miejskich, w studniach, stacjach hydroforowych, pompowniach wody itp. W jednym z analizowanych zakładów przemysłowych zainstalowano w tym celu w stacji hydroforowej wody przemysłowej liczniki godzin pracy pomp, znacznie trwalsze od wodomierzy, a umożliwiające szacowanie wydajności stacji hydroforowej.



Jednym z podstawowych aspektów gospodarki wodnej jest stała kontrola wielkości zużycia wody. Jest ona realizowana poprzez wodomierze instalowane na przyłączach z sieci wodociągowych miejskich, w studniach, stacjach hydroforowych, pompowniach wody itp. W jednym z analizowanych zakładów przemysłowych zainstalowano w tym celu w stacji hydroforowej wody przemysłowej liczniki godzin pracy pomp, znacznie trwalsze od wodomierzy, a umożliwiające szacowanie wydajności stacji hydroforowej.

Sytuacja analizowanych zakładów i instytucji w zakresie wyposażenia w urządzenia pomiarowe do kontroli zużycia wody (wodomierze, przepływomierze itp.) jest następująca:

- czynne wszystkie urządzenia	- 11 zakładów tj. 34,2 % ogółu,
- czynna część urządzeń	- 7 zakładów tj. 21,9 % ogółu,
- urządzenia nieczynne	- 8 zakładów tj. 25,0 % ogółu,
- brak urządzeń	- 6 zakładów tj. 18,9 % ogółu.

Sytuacja w zakresie sprawności urządzeń pomiarowych jest więc zróżnicowana. Charakterystycznym zjawiskiem jest bardzo mała częstotliwość odczytów stanu wodomierzy (przeważnie raz w miesiącu) oraz brak lub niestaranne prowadzenie dzienników pomiarowych.

Stan techniczny sieci i urządzeń wodociągowo-kanalizacyjnych i ich warunki eksploatacyjne wiążą się niewątpliwie z poziomem ich obsługi.

Ocena poziomu eksploatacji w wybranych zakładach i instytucjach jest następująca:

Sieci i urządzenia wodociągowe

dobry - 6 zakładów tj. 18,8 % ogółu,  
poprawny - 14 zakładów tj. 43,8 % ogółu,  
niewłaściwy - 12 zakładów tj. 37,4 % ogółu.

Sieci i urządzenia kanalizacyjne

dobry - nie występuje,  
poprawny - 16 zakładów tj. 50% ogółu,  
niewłaściwy - 16 zakładów tj. 50 % ogółu.

Niski lub niedostateczny poziom eksploatacji sieci i urządzeń wodociągowo-kanalizacyjnych wiąże się niewątpliwie z brakiem bądź nie wykorzystywaniem instrukcji obsługi urządzeń. Sytuacja w tym zakresie jest następująca. Instrukcję obsługi urządzeń wodociągowych posiadał 1 zakład, w 3 zakładach była ona zbędna z uwagi na brak urządzeń, a aż 28 zakładów tj. 87,5 % ogółu nie posiadało takich instrukcji wogóle. Podobnie instrukcje obsługi urządzeń kanalizacyjnych posiadały 2 zakłady a pozostałe 30 tj. 94,8 % ogółu instrukcji nie posiadało.

Niewiele lepiej przedstawia się sytuacja w zakresie kontroli jakości wody czerpanej z własnych ujęć oraz ścieków odprowadzanych z zakładów i instytucji. Kontrolę jakości wody we własnym zakresie prowadził zaledwie jeden zakład natomiast badania odprowadzanych ścieków dwa zakłady. Wymienione kontrole i badania miały charakter sporadyczny.



Kontrolę jakości wody i ścieków w analizowanych zakładach i instytucjach prowadziły również powołane do tego organa i instytucje jak Wojewódzka Stacja Sanitarno-Epidemiologiczna, Wojewódzkie Ośrodki Badań i Kontroli Środowiska czy Laboratorium Przedsiębiorstwa Wodociągów i Kanalizacji. Badania takie w zakresie jakości wody prowadzone były w 19 zakładach (59,4% ogółu), a w zakresie jakości ścieków w 13 zakładach (40,6%). Charakterystyczną cechą większości prowadzonych badań i kontroli była ich mała częstotliwość (przeciętnie raz w roku, a nawet raz na dwa lata) oraz bardzo duża powtarzalność ich czasokresu (godziny, dni, miesiące). Umożliwia to służbom eksploatacyjnym zakładów staranne przygotowanie się do kontroli poprzez oczyszczenie i przepłukanie urządzeń (filtry, zbiorniki, osadniki, odstojniki itp), a nawet ograniczenie wielkości zużycia wody z ujęć własnych, czy odprowadzania najbardziej stężonych ścieków. Prowadzić to może do uzyskania obrazu gospodarki wodno-ściekowej dalece odbiegającego od codziennej rzeczywistości.

Analiza wybranych problemów eksploatacyjnych w zakresie zaopatrzenia w wodę i odprowadzania ścieków z zakładów i instytucji dowodzi bardzo niskiego poziomu obsługi urządzeń, mającego charakter doraźny lub interwencyjny.

### 5. Podsumowanie

W pracy przeprowadzono analizę systemów zaopatrzenia w wodę i odprowadzania ścieków w 32 wybranych zakładach i instytucjach Ziemi Lubuskiej. W aspekcie przedstawionych faktów i wyników analiz wydaje się niecelowe używanie w odniesieniu do większości tych zakładów pojęcia "gospodarka wodno-ściekowa" gdyż "gospodarka" oznacza zorganizowane działanie w danej dziedzinie, zmierzające do osiągnięcia konkretnych celów. W rzeczywistości prawie cała działalność zakładów i instytucji sprowadza się do zapewnienia sobie odpowiednio wydajnych źródeł wody oraz możliwie najprostszymi sposobami odprowadzania ścieków. najczęstsze mankamenty utrudniające bądź uniemożliwiające racjonalną gospodarkę wodno-ściekową w analizowanych zakładach przemysłowych i instytucjach to:

- brak wyspecjalizowanych jednostek organizacyjnych (w dużych zakładach) oraz pracowników powołanych przede wszystkim do prowadzenia gospodarki wodno-ściekowej,
- opieszale realizowanie inwestycji modernizacyjnych w zakresie gospodarki wodno-ściekowej bądź ciągle odkładanie terminu ich rozpoczęcia,
- brak kompletnych materiałów inwentaryzacyjnych sieci i urządzeń wodociągowo-kanalizacyjnych,
- brak lub uszkodzenie wodomierzy na przyłączach wodociągowych oraz w innych źródłach zasilania (pompownie, stacje hydroforowe, studnie itp.),
- brak instrukcji obsługi urządzeń wodociągowo-kanalizacyjnych i nieprawidłowa eksploatacja tych urządzeń,
- zbyt rzadka kontrola wody i ścieków.

W zasadzie wszystkie analizowane zakłady i instytucje zaopatrywane są w wodę w systemie otwartym, a obiegi zamknięte występują sporadycznie np. chłodzenie pojedynczych urządzeń. Narastający deficyt wody wymaga racjonalnego z niej korzystania



przez wszystkich odbiorców, zarówno indywidualnych jak i zbiorowych. W odniesieniu do analizowanych zakładów i instytucji wskazane jest podjęcie następujących działań:

- wykonanie pełnej inwentaryzacji sieci i urządzeń wodociągowo-kanalizacyjnych połączonej z wnikliwą oceną ich stanu technicznego i przydatności do dalszej eksploatacji,
- poprawa stanu technicznego oraz modernizacja istniejących sieci i urządzeń wodociągowo-kanalizacyjnych, a także zdecydowane podniesienie poziomu ich obsługi,
- budowa lub rozbudowa stacji uzdatniania wody oraz urządzeń do oczyszczania bądź podczyszczania ścieków,
- budowa zbiorników retencyjnych wody i ścieków w celu zmniejszenia zużycia wody oraz ilościowego i jakościowego uśrednienia odpływu ścieków,
- wprowadzenie zamkniętych systemów zaopatrzenia w wodę całych zakładów, poszczególnych wydziałów lub pojedynczych urządzeń,
- wielokrotne wykorzystanie wody do różnych celów,
- likwidacja strat wody w zakładowych sieciach i urządzeniach wodociągowych oraz w instalacjach wewnętrznych budynków produkcyjnych i socjalnych,
- prowadzenie stałej kontroli ilości i jakości zużywanej wody oraz odprowadzanych ścieków.

Zwraca uwagę fakt, iż w większości zakładów i instytucji gospodarkę wodno-ściekową prowadzą osoby z wykształceniem średnim technicznym (mechanicy, elektrycy, energetycy itp.) lub wręcz pracownicy administracyjni. Brak kwalifikacji sprawia, iż osoby te nie tylko nie są w stanie prowadzić racjonalnej gospodarki wodno-ściekowej, ale często są nieświadome, w jak znacznym stopniu same przyczyniają się do degradacji otaczającego ich środowiska naturalnego. Dlatego w istniejącej sytuacji wydaje się celowe dwutorowe działanie:

- wyodrębnienie jednostek organizacyjnych w zakresie gospodarki wodno-ściekowej i ochrony środowiska w dużych zakładach przemysłowych, o dużej wodochłonności i uciążliwości dla środowiska, kierowanych przez inżynierów lub techników sanitarnych,
- prowadzenie ciągłych szkoleń, kursów i egzaminów dla osób odpowiedzialnych za gospodarkę wodno-ściekową i ochronę środowiska w mniejszych zakładach i instytucjach (np. w ramach działalności PZITS).

Przedstawione rozważania dowodzą, że racjonalizacja gospodarki wodno-ściekowej w zakładach przemysłowych i instytucjach wymaga kompleksowego działania zarówno w sferze organizacyjnej jak i w zakresie inwestycji oraz doskonalenia poziomu obsługi urządzeń wodociągowo-kanalizacyjnych. Należy mieć nadzieję, iż działania takie nie zostaną podjęte za późno.

Tabela 1

## CHARAKTERYSTYKA OGÓLNA WYBRANYCH ZAKŁADÓW I INSTYTUCJI

Lp	Nazwa zakładu (instytucji)	Branża	Liczba zmian roboczych	Ogólna li- czba praco- wników (użytkowni- ków)	Rok an- kietyza- cji z-du (instytu- cji)	Jednostka (osoba) odpowie- dzialna za gospodarkę wodno-ściekową
1	2	3	4	5	6	7
1	Zakłady odlewnicze	Z-dy Budowy Maszyn	2	975	1982	Dział Gł. Energetyka
2	Fabryka Zgrzeblarek "A"	- " -	3	1045	1985	- " -
3	Fabryka Zgrzeblarek "B"	- " -	1	70	1985	- " -
4	Fabryka Zgrzeblarek "C"	- " -	3	340	1985	- " -
5	Z-dy Ikanin Technicznych	Przemysł Lekki	3	780	1985	- " -
6	Z-d Górnictwa Nafty i Gazu	Górnictwo	3	475	1985	Dział Admin.-Gosp.
7	Baza P-stwa Komunikacyjnego	Komunikacja	3	375	1985	Dział Techniczny
8	Zajeżdźnia P-stwa Komunikacyjnego	Komunikacja	3	90	1986	- " -
9	Zakład Transportowy	Transport	1	130	1984	Kierownik Zakładu
10	Zakłady Meblarskie	Przemysł Drzewny	2	110	1985	- " -
11	baza brygady mechanicznej	- " -	1	30	1986	- " -
12	zakłady zielarskie	Przemysł Przetw.	3	150	1980	Dział Techniczny
13	Suszarnia zielonek i okonowych	- " -	1(3)	25	1982	Kierownik zakładu
14	Suszarnia	- " -	1(3)	75(115)	1984	- " -
15	Ośrodek maszynowy	Rołnictwo	1	130(150)	1979	Dział Gł. Mechanika
16	Baza SKP	Rołnictwo	1	40	1985	Dział Gł. Mechanika
17	Masarnia	Przemysł spożyw.	1	35	1982	Kierownik zakładu
18	Wytwórnia ekstraktów	- " -	3	45	1983	- " -
19	Rzeźnia	- " -	1	10	1983	- " -



o.d. tabeli 1

1	2	3	4	5	6	7
20	Browar "A"	Przemysł spożywczy	3	60	1983	Dział Gł. Mechanika
21	Browar "B"	- " -	3	65	1986	Dział Gł. Energetyka
22	Browar "C"	- " -	3	190	1986	- " -
23	Ośrodek wczasowy "A"	Usługi komunalne	-	130	1981	Kierownik ośrodka
24	Ośrodek wczasowy "B"	- " -	-	125	1986	- " -
25	Ośrodek wypoczynkowy	- " -	-	225	1986	- " -
26	Ośrodek sportu i rekreacji	- " -	-	255	1986	Dział Techniczny
27	Dom wczasów dziecięcych	Oświata	-	125	1986	Dyrektor
28	Pawilon handlowy	Handel	1	2	1982	Dział Techniczny WSS
29	Apteka	Służba Zdrowia	2	10	1984	Kierownik apteki
30	Zakłady graficzne "A"	Usługi	2	110	1984	Sekcja Adm.-Techn.
31	Zakłady graficzne "B"	- " -	2	30	1984	- " -
32	Zakłady graficzne "C"	- " -	1	10	1984	- " -

Uwaga: W nawiasach podano liczby dotyczące pracowników sezonowych

CHARAKTERYSTYKA GOSPODARKI WODNEJ W WYBRANYCH ZAKŁADACH I INSTYTUCJACH

lp.	Nazwa zakładu (Instytucji)	Główne cele wykorzystania wody	Średnie zużycie wody $Q_{\text{śr}}$ m <sup>3</sup> /d	Średnica przyłączy z sieci miejskiej mm	Charakterystyka własnego ujęcia wody	Urządzenia do uzdatniania wody	Pompownie i urządzenia zbiornikowe
1	2	3	4	5	6	7	8
1	Zakłady odlewnicze	Byt.-gosp., techn., produkc., p.poż.	402,6+ 644,8	Ø 125, Ø 80, Ø 65, Ø 25	Stud.wiercona gł. 38 m $Q_e=33$ m <sup>3</sup> /h, ujęcie brzegowe z rzeki, studnia zbiorcza V= 17 m <sup>3</sup>	Nie występują	Zbiornik zap.-wyr. $V_{\text{max}}=9600$ m <sup>3</sup> , zbiornik teren. V=100 m <sup>3</sup> , dwie stacje hydrof.
2	Fabryka Zgrzeblarek "A"	Byt.-gosp., produkc., p.poż.	262,0	Ø 150, Ø 100, Ø 100, Ø 25	Nie ma	Nie występuje	Nie występuje
3	Fabryka Zgrzeblarek "B"	Byt.-gosp., techn., p.poż.	19,8	Ø 100	- " -	- " -	- " -
4	Fabryka Zgrzeblarek "C"	- " -	220,0	Ø 50, Ø 50	- " -	- " -	- " -
5	Z-dy tkanin techn.	Byt.,-gosp. prod., p.poż.	592,0	-	Studnia wierc.gł. 34,2m, studnia wierc.gł. 25,3m	Aerator, sprężarka, 2 oddzielacze ciśn. Ø 2,4 m	Pompownia wbudowana, stacja hydroforowa
6	Z-d górnictwa nafty i gazu	- " -	120,1	Ø 150, Ø 150	Nie ma	Nie występują	Nie występują
7	Baza p-stwa komunikac.	Byt.-gosp., techn., p.poż.	55,0	Ø 100, Ø 50	- " -	- " -	- " -
8	Zajeżdźnia p-stwa komunikacyjnego	- " -	24,8	Ø 65	- " -	- " -	- " -
9	Zakład transportowy	Byt.-gosp. technol.	11,0+13,6	Ø 50	- " -	- " -	- " -
10	Zakłady meblarskie	- " -	9,8	-	3 studnie wiercone	- " -	Stacja hydroforowa



c.d. tabeli 2

1	2	3	4	5	6	7	8
11	Baza brygady mechanicznej	Byt.-gosp. technol.p.poż.	2,2	-	Studnia wierc.gł. 30 m $Q_e = 14,5 \text{ m}^3/\text{h}$	Nie występują	Stacja hydroforowa
12	Zakłady zielarskie	Byt.-gosp.prod. technolog.p.poż.	1035 + 1095	Ø 80, Ø 40	Ujęcie brzegowe z rzeki, zbiornik wyrówn. $V = 625 \text{ m}^3$	Złoża ociekowe, filtry pośl.otwarte, sprężarka	Pompownia 1 <sup>o</sup> , pompownia 2 <sup>o</sup> , 2 zbiorniki wody
13	Susznarnia zielonek i okopowych	Byt.-gosp., technol.	3,1 + 12,3	-	Studnia wierc.gł. 40 m $Q_e = 5 \text{ m}^3/\text{h}$ , Studnia wierc.gł. 83 m $Q_e = 16 \text{ m}^3/\text{h}$	Dwa aeratory ciśn., 2 odżelaziacze ciśn. $Q = 20 \text{ m}^3/\text{h}$ , sprężarka	Pompa głębinowa G-40, zbiornik hydrofor. $V = 4,5 \text{ m}^3$
14	Susznarnia	Byt.-gosp., technol., p.poż.	6,4 + 4223,3	Ø 80	Ujęcie brzegowe z rzeki	Nie występują	Pompownia wody rzecznej, stacja hydrofor.
15	Ośrodek maszynowy	-	12,5	-	Studnia wiercona	Odżelaziacz ciśn.	Pompa głęb. urządzenie hydroforowe
16	Baza SKR	Byt.-gosp., technol.	12,0	-	Studnia zabijana,	Aerator ciśn., spręż. odżelaziacz ciśn. $Q = \text{m}^3/\text{h}$	Stacja hydroforowa
17	Masarnia	Byt.-gosp., technol.produk.	51,8 + 68,4	Ø 80	Studnia kopana z pompą głęb. G-60	Nie występują	Zbiornik wyrówn. $V = 8,5 \text{ m}^3$
18	Wytwórnia ekstraktów	Byt.-gosp., technol., p.poż.	969,6 + 1065,4	Ø 100	Studnia wierc.gł. 39m $Q_e = 21,8 \text{ m}^3/\text{h}$	-	Pompownia strefowa, 4 zbiorniki wodne
19	Rzeźnia	Byt.-gosp., technol.	62,9	Ø 100	Studnia wierc.gł. 35 m	-	Nie występują
20	Browar "A"	Byt.-gosp., produkc., tech. p.poż.	258,8 + 276,0	-	Studnia wierc.gł. 30,5m $Q_e = 31,1 \text{ m}^3/\text{h}$ studn. wierc.gł. $Q_e = 53,0 \text{ m}^3/\text{h}$	Dwa aeratory ciśn. 2 odżelaziacze ciśn. Ø 1,0 m	Pompy gł. G-30 (2 szt.) 2 zbiorniki górne $V = 8 \text{ m}^3$ i $V = 15 \text{ m}^3$



1	2	3	4	5	6	7	8
21	Browar "B"	Byt.-gosp., produkc., techn. p.poż.	230,0 + 245,1	Ø 100	Studnia wierc.gł. 17,0m $E_g = 13,7 \text{ m}^3/\text{h}$ Stud.wierc.gł. 55m $Q_e = 75,4 \text{ m}^3/\text{h}$	Dwa aeratory ciśn., 4 odżelaziacze ciśn. Ø 1,2 m	Pompy głębinowe, zbiornik górny $V = 15 \text{ m}^3$
22	Browar "C"	"-	718,0 + 794,0	Ø 100	3 studnie wiercone gł. 85m, gł. 86m, 56m	Dwa aeratory ciśn. Ø 0,4m, 2 odżela- ziacze ciśn. Ø 1,5m	Pompownia strefowa, 3 zbiorniki wody $V = 66 \text{ m}^3$ każdy
23	Ośrodek wczasowy "A"	Byt.-gosp., p.poż.	32,0	-	Stud.wierc.gł. 21m $Q_e = 2,4 \text{ m}^3/\text{h}$	Aerator ciśnieniowy, odżelaziacz ciśn. $Q = 7 \text{ m}^3/\text{h}$	Pompa głębinowa, 6 - 40 zbiornik hydrofor. $V = 1 \text{ m}^3$
24	Ośrodek wczasowy "B"	"-	30,9	-	Studnia zabijana gł. 8 m	nie występują	2 stacje hydroforowe
25	Ośrodek wypoczynkowy	"-	47,7	-	Stud.wierc.gł. 30m, stud.zabijana awar.	Aerator ciśn., sprę- żarka, odżelaziacz ciśn. Ø 1,0 m	Pompa głębinowa, zbiornik hydrofor. $V = 0,5 \text{ m}^3$
26	Ośrodek sportu i rekreacji	Byt.-gosp., technol., hodow- la, p.poż.	213,3 + 596,9	-	Stud.wierc.gł. 30m, stud.wierc.gł. 23m, $Q = 39 \text{ m}^3/\text{h}$	2 kompletne stacje uzdatniania wody dla zespołu basenów otwartych i krytych	Pompy głębinowe, sta- cja hydroforowa, zbiornik wieżowy $V = 176 \text{ m}^3$
27	Dom wczasów dziecię- cych	Byt.-gospod.	43,2	-	Dwie studnie wier- cone gł. 30m i gł. 19,5 m	Nie występują	Pompy głębinowe, 2 zbiorniki hydrof. Ø 0,8 m
28	Pawilon handlowy	Gospodarcze	0,3	-	Studnia wiercona $Q = 3 \text{ m}^3/\text{h}$	"-	Pompa gł., zbiornik hydrof. $V = 0,15 \text{ m}^3$
29	Apteka	Byt.-gospod. technol.	2,4	Ø 20	Stud.wierc.awar.	"-	Pompa pozioma, zbiornik hydrof. $V = 0,5 \text{ m}^3$
30	Z-dy graficzne "A"	Byt.-gosp.tech.	19,9	Ø 50, Ø 25	Nie ma	Nie występują	Nie występują
31	Z-dy graficzne "B"	"-	3,8	Ø 25	"-	"-	"-
32	Z-dy graficzne "C"	"-	4,4	Ø 25	"-	"-	"-



CHARAKTERYSTYKA GOSPODARKI ŚCIEKOWEJ W WYBRANYCH ZAKŁADACH I INSTYTUCJACH

T a b e l a 3

Lp.	Nazwa zakładu (instytucji)	Rodzaj odpro- wadzonych ście- ków	Średni dobowy odpływ ścieków $m^3/d$	Rodzaj sieci kanaliza- cyjnej	Pompownie i zbiorniki	Urządzenia do oczyszczania ścieków	Odbiornik ścieków (rodzaj i liczba wylotów)
1	2	3	4	5	6	7	8
1.	Zakłady odlewnicze	Gosp. poprod. deszcz.	gosp. 368-418 poprod. 335-387	Ogólno- spławna	Nie występują	12 osadników przepły- wowych, 3 osadniki świeżowodne, łapacz błota, odolejacz	Rzeka - 2 wyloty brzegowe
2.	F-ka Zgrzeblarek "A"	Gosp. poprod. deszcz.	210,3	"	"	Kompletna stacja oczyszczania ścieków galwanizerskich i malarskich	Kanalizacja miejska 3 wyloty
3.	F-ka Zgrzeblarek "B"	"	15,8	"	"	Nie występują	Kanalizacja miejska 2 wyloty
4.	F-ka Zgrzeblarek "C"	"	54,1	"	"	"	Kanalizacja miejska 2 wyloty
5.	Z-dy tkanin techni- cznych	"	90,6	Rozdziel- cza	"	Osadnik Imhoffa, 9 osadników pionowych przepł.	Dwa rowy otwarte, rzeka
6.	Z-d górnictwa nafty i gazu	"	96,1	Mieszana	"	3 łapacze błota i olejów, łapacz błota	Kanalizacja miej- ska - 4 wyloty
7.	Baza p-stwa komunikacyjnego	Gosp. techn. deszcz.	36,8	Mieszana	"	3 łapacze błota i olejów	Kanalizacja miej- ska - 2 wyloty
8.	Zajeżdźnia przedsię- biorstwa komunikacyj.	"	19,8	"	"	Osadnik pionowy, łapacz błota, benzy- ny i tłuszczów, osa- dnik błota i piasku	Rzeka - 3 wyloty



1	2	3	4	5	6	7	8
9.	Zakład transportowy	Gosp. poprod. deszcz.	8,9	Rozdzielcza	Zbiornik bezodpływ.	Nie występują	Kanalizacja miejska - 2 wyloty
10.	Zakłady meblarskie	"	8,8	Ogólnospławna	Nie występują	"	Kanalizacja miejska
11.	Baza brygady mechanicznej	Gospodarcze	1,7	Gospodarcza	"	Osadnik poz. 3 - komorowy, neutralizator, łapacz błota i tłuszczu	Grunt - drenaż rozsączający
12.	Zakłady zielarskie	Gosp. poproduk. techn. deszcz.	1035	Ogólnospławna	Zbiornik wyrówn. $V=230m^3$ , zbiornik bezodpł. $V=30m^3$ , pompownia ścieków	Pola filtracyjne pow. 54,6 ha, zbiornik wyrówn. $V=1770 m^3$ .	Grunt
13.	Suszarnia zielonek i okopowych	Gosp. poprod. deszcz.	2,9 + 10,7	Rozdzielcza	Zbiornik bezodpł. $V = 60m^3$	Krata pozioma i pionowa, osadnik 2-kom. poziomy	Rzeka - 1 wylot, wylewisko
14.	Suszarnia	Gosp. poprod. techn. deszcz.	gosp. 3,5 + 6,0 poprod. 3582,7	"	5 zbiorników bezodpł. $V_c = 12m^3$ , studnia zbiorcza $V = 12m^3$ , pompownia ścieków	Łapacz korzonków, krata, osadnik 3-komorowy ziemny $V = 7530 m^3$	Rzeka - 1 wylot kanalizacja miejska (wywóz)
15.	Ośrodek maszynowy	Gosp. poprod. deszcz.	11,4	Rozdzielcza	3 zbiorniki bezodpł.	Neutralizator, 2 łapacze błota i tłuszczów	Kanalizacja miejska - 3 wyloty
16.	Baza SKR	Gosp. poprod.	10,2	Gospodarcza	Zbiornik bezodpł. $V=30m^3$ , zbiornik wyrównawczy	Łapacz błota, olejów i smarów, odstożnik, drenaż rozsącz.	Wylewisko



c. d. tabeli 3

1	2	3	4	5	6	7	8
17.	Masarnia	Gosp. poprod. deszcz.	59,2 ÷ 75,0	Rozdzielcza	Pompownia ścieków	Kompletna oczyszczalnia mech. - biolog. łapacz błota i tłuszczów	Rzeka - 1 wylot
18.	Wytwórnia ekstraktów	Gosp. techn. poprod.	864,8	Ogólnospławna	Nie występują	Nie występują	Rów otwarty jezioro
19.	Rzeźnia	Gosp. poprod. deszcz.	50,4	"	"	Osadnik poz. odtłuszczacz	Rzeka - 2 wyloty
20.	Browar "A"	"	173,3	"	Zbiornik bezodpł. $V=16,5m^3$ , zbiornik bezodpł. $V=15,6m^3$	3 osadniki pionowe $V_c=17,6m^3$	Rzeka - 1 wylot
21.	Browar "B"	"	172,5	Rozdzielacza	Nie występują	Osadnik poziomy 3 - kom.	Kanalizacja miejska - 2 wyloty
22.	Browar "C"	"	567,0	Mieszana	Pompownia strefowa	Osadnik 2 kom. poziomy, osadnik gnilny bezodpł.	Kanalizacja miejska, rów otwarty
23.	Ośrodek wczasowy "A"	Gosp. deszcz.	28,8	Rozdzielcza	Pompownia (niecz.) zbiornik bezodpł. $V=150m^3$	Nie występują	Wylewisko, grunt
24.	Ośrodek wczasowy "B"	Gospodarcze	27,8	Gospodarcza	2 zbiorniki bezodpł. $V_c=20m^3$	"	Wylewisko (wywóz)
25.	Ośrodek wypoczynkowy	"	42,9	"	Zbiornik bezodpł. $V=10m^3$	"	"

1	2	3	4	5	6	7	8
26.	Ośrodek sportu i rekreacji	Gosp. technol. deszcz.	śr. 344,3	Mieszana	Nie występują	Osadnik Imhoffa $V=27m^3$ , osadnik gnilny, łapacz błota i tłuszczu	Rzeka - 1 wylot
27.	Dom wczasów dziecięcych	Gospodarcze	38,9	Gospodarcza	Zbiornik bezodpł. $V=56,6m^3$	Nie występują	Wylewisko (wywóz)
28.	Pawilon handlowy	Gosp. deszcz.	0,25	Rozdziela- cza	Nie występują	Osadnik gnilny	Rzeka - 1 wylot, grunt
29.	Apteka	Gosp. technol.	1,8	Gospodarcza	"	Osadnik poz. 2 - komorowy	Rzeka - 1 wylot
30.	Zakłady graficzne "A"	Gosp. technol. deszcz.	15,9	Przyłącza gosp. i deszczowe	Zbiornik przepł. $V = 2,3 m^3$	Nie występują	Kanalizacja miejska - 1 wylot
31.	Zakłady graficzne "B"	"	3,0	Ogólnospławna	Nie występują	"	Kanalizacja miejska - 2 wyloty
32.	Zakłady graficzne "C"	"	3,5	"	"	"	Kanalizacja miejska - 1 wylot



Tabela 4

CHARAKTERYSTYKA DOKUMENTACJI INWENTARYZACYJNYCH SIECI  
I URZĄDZEŃ WODOCIĄGOWO-KANALIZACYJNYCH W WYBRANYCH ZAKŁADACH I INSTYTUCJACH

Przedmiot inwentaryzacji	Zakres dokumentacji inwentaryzacyjnej w wybranych zakładach i instytucjach								Razem zakłady i instytucje	
	kompletna		częściowa		zbędna (brak urządzeń)		brak materiałów			
	liczba	% ogółu	liczba	% ogółu	liczba	% ogółu	liczba	% ogółu	liczba	% ogółu
Sieć wodociągowa	8	25,0	8	25,0	-	-	16	50,0	32	100,0
Urządzenia wodociągowe	2	6,2	11	34,4	6	18,8	13	40,6	32	100,0
Sieć kanalizacyjna	5	15,6	14	43,8	-	-	13	40,6	32	100,0
Urządzenia kanalizacyjne	2	6,2	15	46,9	1	3,1	14	43,8	32	100,0

Zbigniew Siwoń, Janusz Stanisławski

## SEZONOWY, LINIOWY MODEL PROCESU POBORU WODY W MIASTACH

### 1. Wstęp

Bieżące i krótkoterminowe prognozy zapotrzebowania na wodę spełniają istotną rolę w komputerowo wspomaganym optymalnym sterowaniu wielozbiornikowymi, dużymi, szczególnie grupowymi systemami wodociągowymi. Prognozy te są także podstawą do wypracowania optymalnych poleceń operacyjnych w kierowaniu procesami produkcji wody. Są one określane z wyprzedzeniem od jednej godziny do roku i stanowią dane wyjściowe dla programów symulacyjnych możliwe przyszłe stany systemu zaopatrzenia w wodę, które z kolei są wykorzystywane w algorytmach sterowania do wyznaczenia sterowania optymalnego. Dokładność prognoz określa jakość sterowania. Celem sterowania jest dystrybucja i sterowanie przesyłem oraz dystrybucja dyspozycyjnych zasobów wody. Natomiast istotą optymalnego sterowania w systemach zaopatrzenia w wodę miast jest najtańsze i racjonalne eksploataowanie systemu wodociągowego z uwzględnieniem m.in. kosztów uzdatniania wody oraz kosztów energii elektrycznej zużywanej na jej pompowanie [6,7].

Ponadto komputerowa symulacja umożliwia zmniejszenia strat wody spowodowanych występowaniem nadmiernych ciśnień w sieci oraz awariami przewodów [5].

Układy optymalnego sterowania są w dziedzinie zaopatrzenia w wodę szeroko stosowane w innych krajach europejskich, a także w Stanach Zjednoczonych i Japonii, gdzie objęto nimi systemy wodociągowe we wszystkich miastach, w których dobowe zużycie wody jest większe niż  $100000 \text{ m}^3$ . Realizacja sterowania wymaga **zaawansowanych środków technicznych**, łącznie z komputerowym systemem rejestracji i przetwarzania danych wraz z pakietem programów użytkowych. Konieczne jest odpowiednie przystosowanie układu technologicznego. Polega ono na zainstalowaniu w nim dodatkowego osprzętu umożliwiającego realizację pomiarów, zdalnej sygnalizacji i zdalnego sterowania z centralnej dyspozytorni wyposażonej w minikomputer lub komputer prowadzący obliczenia optymalizacyjne. Realizacja sterowania bezpośredniego jest dokonywana z dyspozytorni lokalnych [5]. Z powyższych względów w Polsce jak dotąd został wykonany jedynie system teleinformatyczny (komputerowy system pomiarów i kontroli **stanów**) dla potrzeb obsługi sieci i obiektów wodociągu łódzkiego oraz aktualnie jest instalowany informatyczny system komputerowy dla potrzeb wodociągu Lublińsko-Głogowskiego Okręgu Miedziowego. Obejmuje on swoim zasięgiem cały proces produkcji i dystrybucji wody, poczynając od jej ujęcia a kończąc na dostarczaniu odbiorcom, którymi są miasta i miejscowości LGOM-u oraz Zakłady Kombinatu Górniczo-Hutniczego Miedzi. Ponadto przewidziano, że



poza rejestracją i przetwarzaniem danych oraz sterowaniem na podstawie aktualnych stanów systemu wodociągowego, będzie tam realizowane sterowanie optymalne [5].

Praktyczne wdrożenie algorytmów optymalnego sterowania jest możliwe pod warunkiem dysponowania zestawem informacji niezbędnych do identyfikacji:

- prognostycznych modeli zapotrzebowania na wodę,
- charakterystyk hydraulicznych oraz zbiorów stanów źródeł zasilania (pompowni i zbiorników),
- modeli sieci wodociągowych.

Rola bieżących i krótkoterminowych prognoz zapotrzebowania na wodę jest zasadnicza, ponieważ bez nich nie jest możliwe prowadzenie sterowania optymalnego. Jego zasada polega na wyborze optymalnej strategii dostarczania wody do odbiorców w ilości odpowiadającej prognozowanym potrzebom, spośród skończonej liczby sposobów wynikającej z liczby możliwych stanów w pompowni i zbiorników oraz długości okresu (horyzontu) optymalizacji.

Do tematycznego opisu przebiegu deterministyczno-losowych zjawisk empirycznych, stosowane są ostatnio coraz częściej modele tworzone na podstawie analizy szeregów czasowych (chronologicznych ciągów) obserwacji badanego procesu, w tym tzw. scałkowane modele autoregresji i średniej ruchomej ARIMA (od: autoregressive integrated moving average process) [1]. Są one przydatne w praktycznych zastosowaniach, ponieważ pozwalają szybko uzyskiwać prognozy w dowolnych horyzontach czasowych, a równocześnie są modelami dynamicznymi. W dalszym ciągu zaprezentowano analizę możliwości wykorzystania szczególnej klasy modeli typu ARIMA, tj. liniowego, sezonowego modelu autoregresji, do opisu i prognozowania procesu zapotrzebowania na wodę w miastach. Weryfikacji modeli i estymacji ich parametrów dokonano na podstawie zbiorów wieloletnich (1976-84) obserwacji dobowego zużycia wody w Łodzi, udostępnionych przez Przedsiębiorstwo Wodociągów i Kanalizacji Okręgu Łódzkiego.

## 2. Stochastyczny charakter i lionowa struktura szeregu czasowego wartości zużycia wody

Próby sformułowania stochastycznych modeli procesu zużycia wody w miastach podjęto dopiero w ostatnich kilku latach. Badania w tym zakresie są aktualnie prowadzone m. in. w ZSRR [2], NRD [3, 4] i w Polsce [8]. Ze względu na metodykę obserwacji przebiegu procesu zakłada się, że daje się on dobrze opisać za pomocą szeregu czasowego  $\{q_t, t = 1, 2, \dots, N\}$  jego wartości uśrednionych w jednakowych przedziałach kwantowania (miesięcznych, dobowych, godzinowych lub innych).

Najbardziej ogólny analityczny model tego szeregu ma postać [6, 7]:

$$q_t = v(t) + a_t = TR(t) + w(t) + AK_t + KR_t + \varepsilon_t; \quad t = 1, 2, \dots, N \quad (1)$$

gdzie:  $v(t)$  - składowa deterministyczna,  
 $a(t)$  - składowa losowa.



Składową  $v(t)$  tworzą:

- trend czasowy  $TR(t)$  wartości średniej szeregu,
- komponenta okresowa (periodyczna)  $w(t)$ , charakteryzująca cykliczne wahania wartości średniej i wariancji szeregu.

Składowa losowa  $a_t$  jest w ogólnym przypadku sumą komponenty autokorelacyjnej  $AK_t$  ujmującej zależność między zużyciem wody w chwili  $t$  a zużyciem w chwilach poprzednich, komponenty korelacyjnej  $KR_t$  opisującej zależność między zużyciem wody w chwili  $t$  a różnymi czynnikami losowymi (np. temperaturą powietrza i dobową wysokością opadów atmosferycznych) oraz reszty losowej  $\epsilon_t$ . Ogólnie przyjętą metodą modelowania szeregów czasowych obserwacji zjawisk empirycznych jest rozłożenie owych szeregów na trzy składowe:

- trend,
- komponentę okresową,
- składową losową.

Trend opisuje się najczęściej za pomocą równań regresji liniowej lub nieliniowej, a okresowość poprzez kombinację sinusoid i cosinusoid [1, 6]. Sposób ten został wykorzystany w modelach procesu zużycia wody opracowanych w ZSRR [2] i w NRD [3, 4]. Z własnych badań autorów wynika jednakże, że nie zawsze jest on wystarczająco efektywny i oszczędny pod względem parametryzacji. Z tego względu w opracowanej przez autorów efektywnej metodzie krótkoterminowego i bieżącego prognozowania zapotrzebowania na wodę w miastach [8, 9] wykorzystano tzw. modele sezonowe, wielowymiarowe, których podstawą jest stacjonarność szeregów opisujących proces zużycia wody w dniach tygodnia o podobnym charakterze. Zostały one szczegółowo opisane w pracach [6, 8, 9].

### 3. Sezonowy model liniowy dobowego zużycia wody w mieście

W modelowaniu i prognozowaniu jednorodnych szeregów czasowych są niekiedy stosowane modele sezonowe bazujące na podobieństwie obserwacji odległych od siebie o „s” jednostek czasu, gdzie „s” jest znanym a priori okresem składowej periodycznej. W szczególnym przypadku cykliczne zmiany w dobowym zużyciu wody można scharakteryzować sezonowym modelem autoregresji AR:

$$w_t = \phi_1 \cdot w_{t-1} + \phi_2 \cdot w_{t-2} + \dots + \phi_p \cdot w_{t-p} + \epsilon_t, \quad t = 1, 2, \dots, N \quad (2)$$

w którym :

$$w_t = q_t - \bar{q}_t, \quad (3)$$

$$q_t = q_t - q_{t-s} \quad (4)$$

gdzie:  $s$  - okres składowej periodycznej,  
 $p$  - rząd modelu autoregresji AR,  
 $\phi_p$  - parametr modelu AR.



Wyrażając ten model przy pomocy operatora przesunięcia wstecz  $B$  można go zapisać w skróconej formie [1]:

$$\phi(B)w_t = \varepsilon_t \quad (5)$$

gdzie:

$$w_t = q_t - \bar{q}_t$$

$$q_t = \bar{V}_s q_t = (1 - B^s) q_t = q_t - q_{t-s}$$

Model ten bazuje na założeniu, że kolejno po sobie następujące  $s$ -te różnice wartości badanego szeregu czasowego  $\{q_t\}$  są nawzajem skorelowane i mogą być wyrażone jako skończona kombinacja liniowa różnic poprzednich obserwacji oraz komponenty nieskorelowanej (reszty losowej)  $\varepsilon_t$ . Szereg  $\varepsilon_t$  powinien być tzw. „białym szumem”, tj. powinien podlegać rozkładowi normalnemu o wartości oczekiwanej równej zero i skończonej równej zero i skończonej wariancji. Do wyznaczenia właściwej dla badanego szeregu  $\{q_t\}$  różnicy „ $s$ ”, przydatna jest analiza empirycznych funkcji autokorelacji i autokorelacji cząstkowych, wskazujących jak zmienia się korelacja między wartościami badanego szeregu wraz ze zmianą ich odstepu czasowego  $|k|$ .

Na rysunku 1 i 2 pokazano przykładowe wykresy estymatorów  $r_k(k)$  funkcji autokorelacyjnej oraz  $r_{kk}(k)$  funkcji autokorelacji cząstkowych ciągu obserwacji dobowego zużycia wody w Łodzi dla szeregu podstawowego ( $\bar{V}_0$ , tj.  $s = 0$ ) oraz drugiej ( $s = 0$ ) i siódmej ( $s = 7$ ) różnicy wartości procesu. Wskazują one, że w modelu klasy AR należy uwzględnić siódme różnice ( $s = 7$ ).

W celu zweryfikowania przydatności modeli klasy (2) do opisu procesu zużycia wody, obliczono wartości estymatorów  $\hat{\phi}_p$  parametrów  $\phi_p$ , rozwiązując układ równań liniowych Yule'a-Walkera [1]. Zbadano sezonowe modele AR pierwszego ( $p = 1$ ), drugiego ( $p = 2$ ) i trzeciego ( $p = 3$ ) rzędu. Adekwatność badanych modeli próbnych sprawdzono analizując szeregi  $\{\hat{\varepsilon}_t\}$  różnic między wartościami  $w_t$  rzeczywistymi, a obliczonymi. Do oceny stopnia adekwatności szeregu dopasowanego i rzeczywistego wykorzystano jednoczesny test zgodności, w którym badane są pierwsze  $K$  autokorelacje reszt losowych. Liczba  $K$  jest wybierana tak duża, że wagi  $\Psi_k$  procesu dla  $k > K$  są zaniedbywalnie małe.

Jeśli dobrany model jest odpowiedni to statystyka:

$$Q = N \sum_{k=1}^K r_k(\hat{\varepsilon})^2 \quad (6)$$

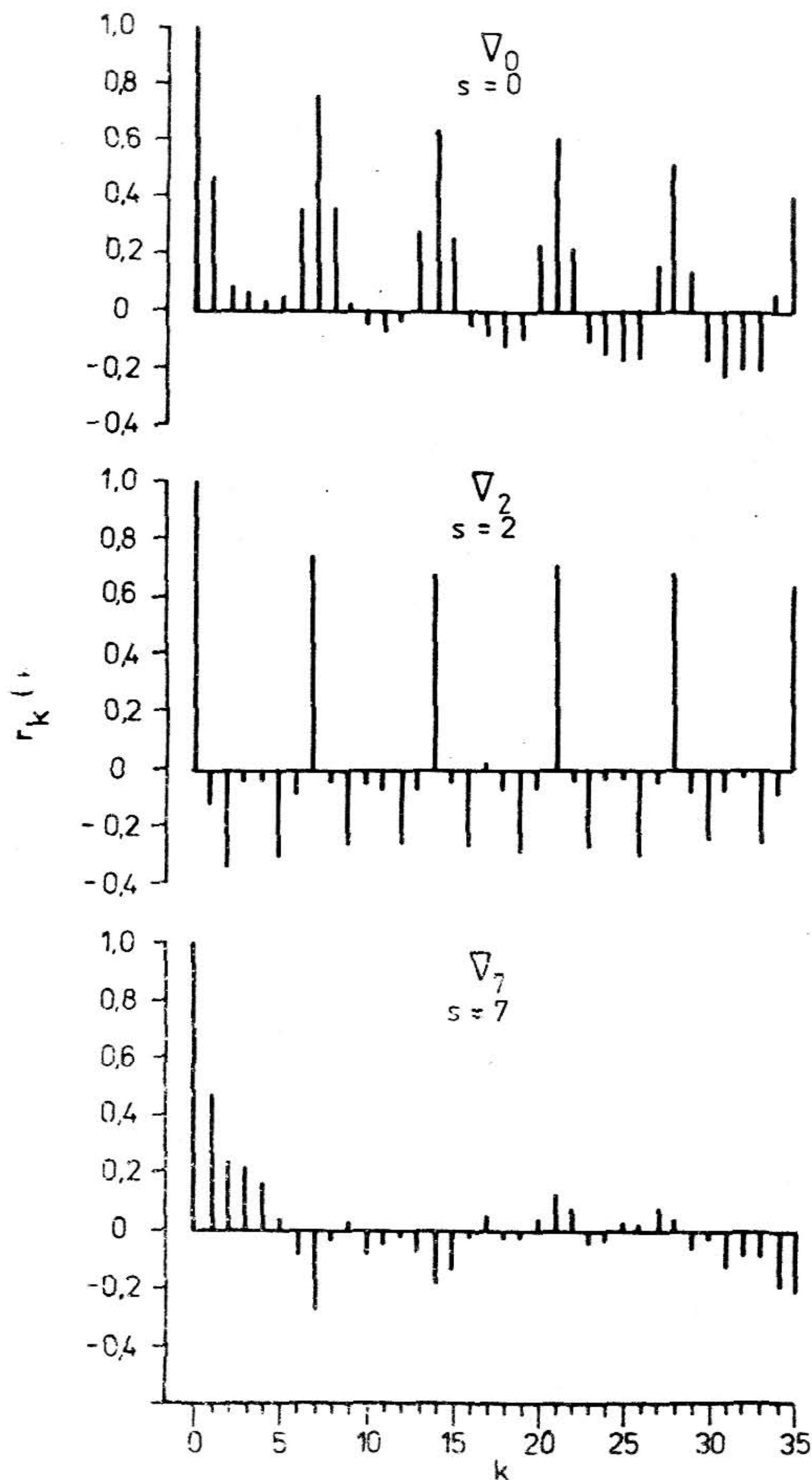
gdzie:

$r_k$  - współczynnik autokorelacji reszt dla  $k$ -tego kroku,

$N$  - liczebność szeregu reszt  $\hat{\varepsilon}_t$ ,

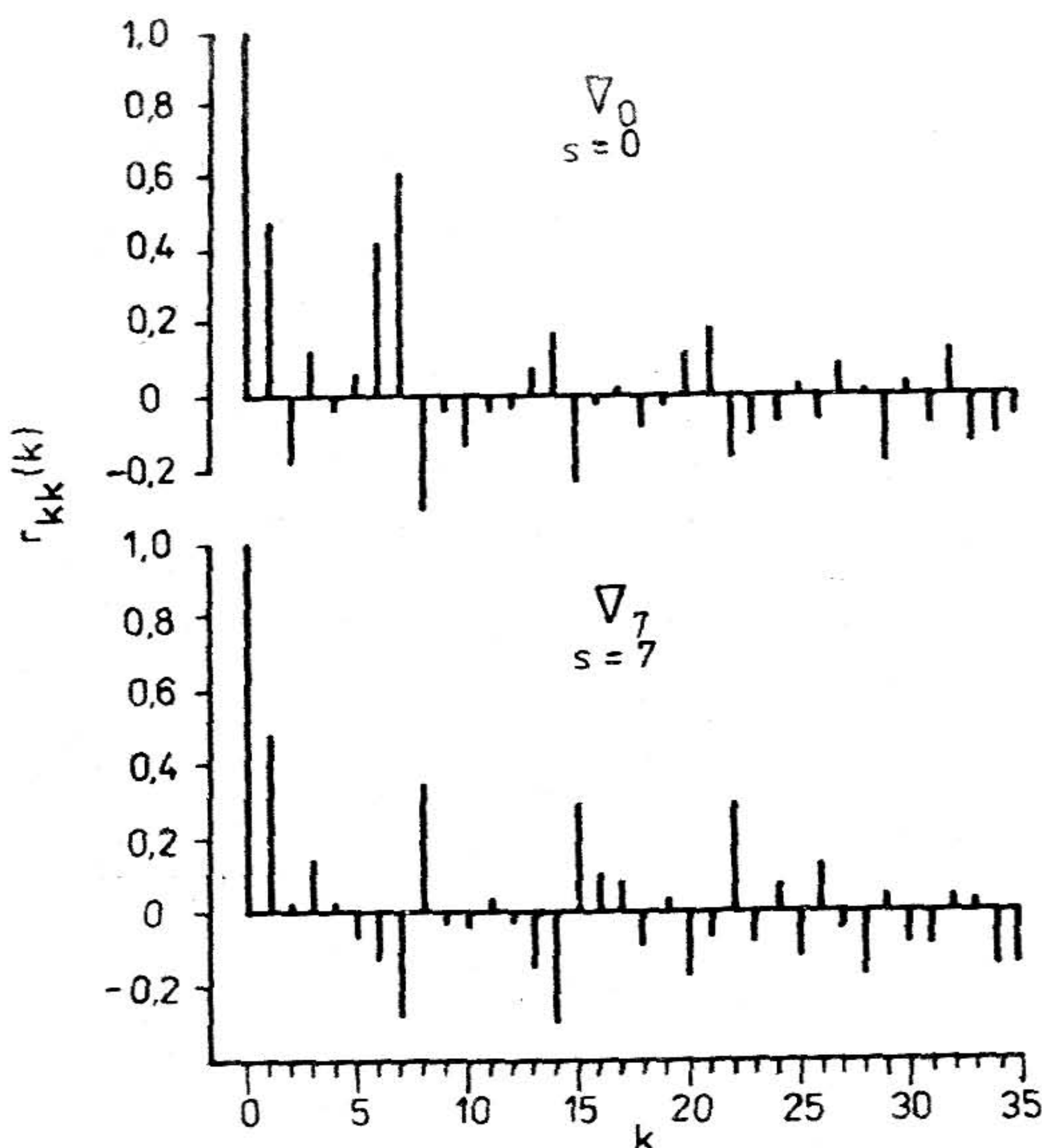
$K$  - największa liczba kroków (przyjęto:  $K = 30$ ),

ma rozkład  $\chi^2$  z liczbą stopni swobody równą różnicy między wartością  $K$  i liczbą parametrów modelu. Testowanie polega na porównaniu obliczonych wartości  $Q$  z odpo-



Rys. 1. Wykresy funkcji autokorelacyjnej szeregu czasowego obserwacji dobowego zużycia wody w Łodzi w wiosenno-letnim okresie 1982 roku dla szeregu podstawowego ( $\nabla_0$ ) oraz drugiej ( $\nabla_2$ ) i siódmej ( $\nabla_7$ ) różnicy wartości procesu





Rys. 2. Wykresy funkcji autokorelacji cząstkowych szeregu czasowego obserwacji dobowego zużycia wody w Łodzi w wiosenno-letnim okresie 1982 r. dla szeregu podstawowego ( $\nabla_0$ ) oraz siódmej różnicy wartości procesu ( $\nabla_7$ )

wiednimi kwantylami rozkładu  $\chi^2$ . Jeżeli  $Q$  jest mniejsze od stabilizowanej wartości krytycznej  $Q_{kr}$ , to nie ma podstaw do odrzucenia hipotezy o prawidłowym dopasowaniu modelu na poziomie istotności równym rzędowi kwantyla. Wartości  $Q_{kr}$  określono jako 95-cio procentowy kwantyl rozkładu  $\chi^2$  o  $N-p$  stopniach swobody.

Skutecznym, efektywnym środkiem dla wykrywania okresowych odchyłeń od losowości na tle białego szumu jest tzw. unormowany periodogram skumulowany. Według definicji periodogram szeregu czasowego reszt  $\{\varepsilon_t, t = 1, 2, \dots, N\}$  jest określony jako:

$$J(f_1) = \frac{2}{N} \left[ \left( \sum_{t=1}^N \varepsilon_t \cos 2\pi f_1 t \right)^2 + \left( \sum_{t=1}^N \varepsilon_t \sin 2\pi f_1 t \right)^2 \right] \quad (7)$$

gdzie:

$f_1 = \frac{1}{N}$  jest częstotliwością.

Wygodniejszy w użyciu i pozwalający na dokonywanie porównań różnych typów modeli dopasowanych do tego samego szeregu czasowego jest periodogram unormowany postaci:

$$C(f_j) = \frac{\sum_{i=1}^j J(f_i)}{N \cdot s_{\epsilon}^2} \quad (8)$$

gdzie:

$s_{\epsilon}^2$  - estymator wariancji szeregu reszt,

$j$  -  $j = N/2$  dla  $N$  parzystego lub  $j = (N-1)/2$  dla  $N$  nieparzystego.

Dla białego szumu wykres  $C(f_j)$  układa się wzdłuż prostej łączącej punkty  $(0, 0)$  i  $(0,5; 1)$ . Wykrywanie błędnie dopasowanych modeli polega na stwierdzeniu znacznych systematycznych odchyłek periodogramu od tej prostej. Wówczas szereg reszt nie jest czysto losowy i zachodzi podejrzenie o: **nieodpowiedniości** dobranych okresów. Dla tego testu tego używa się szczególnie chętnie do badania reszt modeli sezonowych [1].

Przykładowe wykresy autokorelacji reszt  $\tilde{\epsilon}_t$  oraz testu (6) pokazano na rys. 3. Wynika z nich, że w praktyce wystarczającą zgodność między modelem a szeregiem zaobserwowanym uzyskuje się stosując sezonowy proces autoregresji trzeciego rzędu AR(3) dla siódmych różnic wartości szeregu  $\{q_t\}$ .

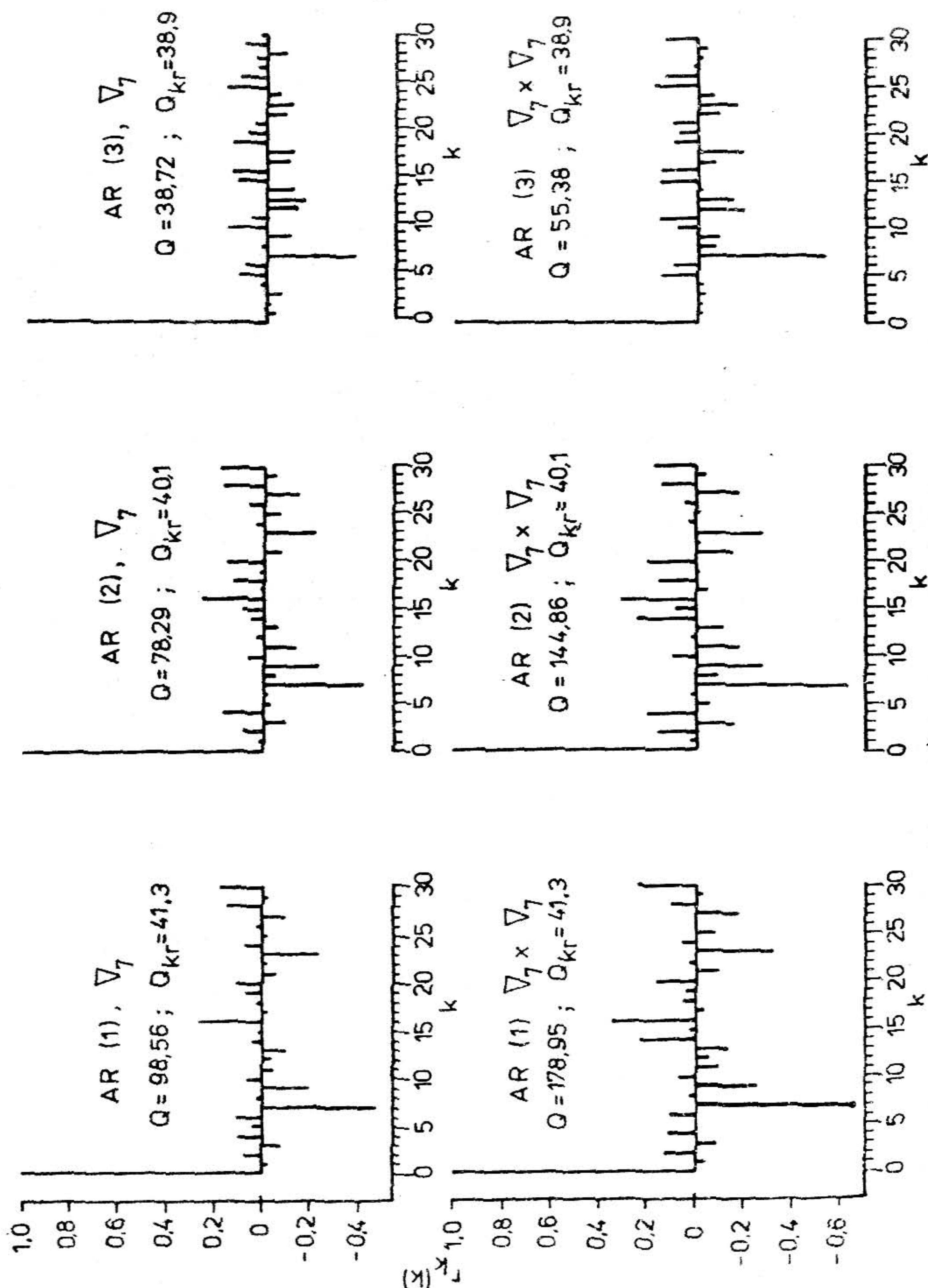
Potwierdza to także wykres periodogramu skumulowanego dla tego modelu, który przedstawiono na rys. 4. Jego odchylenia od prostej białego szumu mają charakter przypadkowy i wynikają z błędów estymacji parametrów modelu. Wartości tych odchyłek nie przekraczają jednak wielkości dopuszczalnych określonych 25-cio procentowym przebiegiem ufności wg Kołmogorowa. Dla innych lat i okresów sezonowych otrzymano nieco różniące się wyniki: niekiedy okazało się konieczne uwzględnienie w modelu podwójnych siódmych różnic wartości szeregu. Z tego względu w opracowanym przez autorów i pokazanym na rys. 5 algorytmie doboru modelu sezonowego AR zastosowano iteracyjny cykl jego identyfikacji i diagnostycznego sprawdzenia. Obliczenia są realizowane za pomocą programu komputerowego AR 123 w języku FORTRAN 77 dla systemu minikomputerowego SM-4/20.

### 3. Podsumowanie i wnioski końcowe

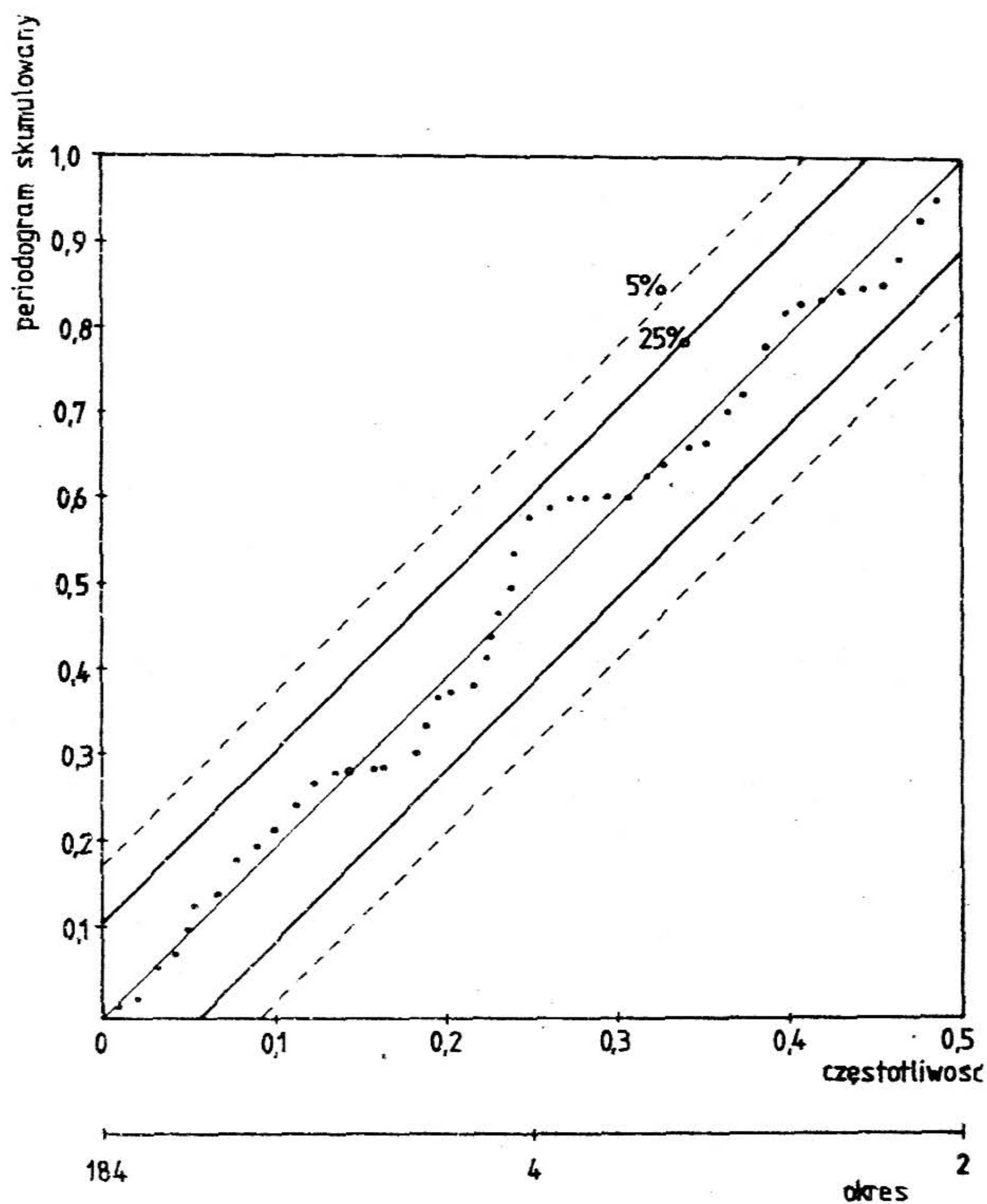
Zastosowanie standardowych metod analizy szeregów czasowych może prowadzić do budowy modeli stochastycznych typu ARIMA aproksymujących przebieg procesów rzeczywistych czasowymi funkcjami rozmaitych zmiennych losowych. Wykorzystywanie ich w praktyce jest bardzo wygodne, ponieważ oszacowania parametrów są dokonywane jedynie na podstawie danych określających konkretną realizację procesu, a dodatkowo istnieje możliwość łatwej ich korekty w miarę dopływu informacji o procesie.

Zaprezentowany liniowy, sezonowy model autoregresyjny AR procesu dobowego zużycia wody w miastach charakteryzuje się oszczędną parametryzacją, małym nakładem obliczeń i jest wystarczająco efektywny dla potrzeb praktycznych. Bazuje on na założeniu, że szeregi siódmych lub podwójnych siódmych różnic wartości procesu są w przybliżeniu stacjonarne, o czym świadczy zbieżność szeregu wag  $\Psi_k$  procesu. Model ten po zastosowaniu standardowej techniki równań różnic-



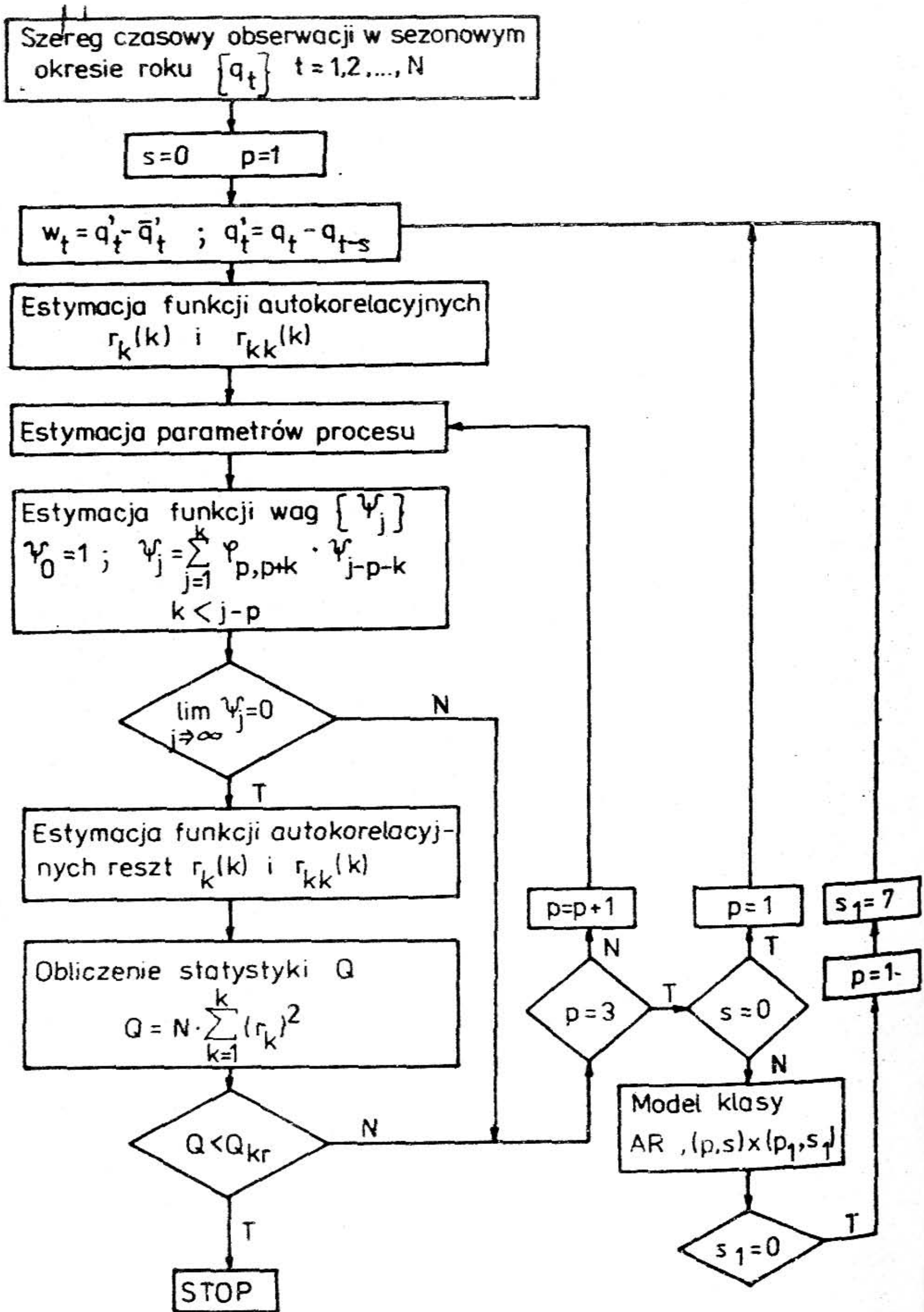


Rys. 3. Wykresy funkcji autokorelacji szeregów reszt sezonowych modeli rzędu pierwszego AR(1), drugiego AR(2), trzeciego AR(3) dla siódmych i podwójnych siódmych ( $\nabla_7 \times \nabla_7$ ) różnic wartości procesu. Łódź, dobowe zużycie wody (okres wiosenno-letni 1981 roku)



Rys. 4. Skumulowany periodogram unormowany reszt dla modelu  $AR(3)\nabla_7$ . Łódź, wiosenno-letni okres 1982 roku





Rys. 5. Algorytm wyboru modelu próbnego w klasie sezonowych procesów autoregresji

wych pozwala szybko uzyskiwać prognozy w różnym horyzoncie czasowym, a równocześnie dzięki skonstruowaniu go jako rekursywnego (w każdym kroku po otrzymaniu nowej porcji danych uwzględnia je i generuje nową wartość prognozy), jest dynamicznym.

Realizowane przez autorów badania dotyczące stochastycznego modelowania i prognozowania procesu zużycia wody w miastach (ich wyniki zaprezentowano m. in. w pracach [6-9]), mają na celu sformułowanie efektywnych i równocześnie oszczędnych pod względem parametryzacji i nakładu obliczeń metod prognozowania, nadających się do bezpośredniego wykorzystania w algorytmach optymalnego sterowania szeroko pojętym procesem zaopatrzenia w wodę miast i regionów.

### Literatura

- [ 1] Box G.E.P., Jenkins G.N. - Time Series Analysis Forecasting and Control, Holden-day, San Francisco, 1976.
- [ 2] Cichelasvili Z. - Modelirowanie processa wodopotrebleniya sistem vodosnabzheniya. Materiały z konferencji Sympozjum „Zużycie wody wodociągowej”, Białystok, s. 185-198, 1984.
- [ 3] Hummel J., Nestler W., Kittner H., Luckner L. - Wasserbedarfprognose mit Hilfe von Signalmodellen. Materiały z Sympozjum „Zużycie wody wodociągowej”, s. 264-281, 1984.
- [ 4] Nestler W., Luckner L., Hummel J. - Die Nutzung von -Signalmodellen zur Wasserbedarfprognose als Basis einer effektiven Steuerung von Wasserversorgungsprocessen, Wasserwirtschaft-Wassertechnik t. 32 nr 12, s. 414-418, 1982.
- [ 5] Pawlak A., Mielcarzewicz E.W. - Opracowanie metody, programu i zasad jego wykorzystania do sterowania pompowniami zasilającymi systemy zaopatrzenia w wodę. Raport Instytutu Inż. Ochrony Środowiska Politechniki Wrocławskiej, Wrocław, 1985.
- [ 6] Siwoń Z. - Modelowanie procesu zużycia wody i prognozowanie zapotrzebowania na wodę w miastach. Monografia. Wydawnictwa Politechniki Wrocławskiej, Wrocław, 1986.
- [ 7] Siwoń Z. - Problemy prognozowania w projektowaniu i procesach optymalnego sterowania systemami zaopatrzenia w wodę miast. Mat. konf. nauk.-techn. „Węzłowe problemy inżynierii środowiska w makroregionie pld.-zach.”, Jelenia Góra, 1985.
- [ 8] Siwoń Z., Stanisławski J. - Opracowanie stochastycznego modelu zużycia wody w aglomeracji miejsko-przemysłowej. Raport Inst. Inż. Ochr. Środ. Politechniki Wrocławskiej, SPR nr 50/84, Wrocław 1984.
- [ 9] Siwoń Z., Stanisławski J. - Prognozowanie zapotrzebowania na wodę w miastach dla potrzeb sterowania i kontroli procesów zaopatrzenia. GWiTS Tom 59 nr 1, s. 14-17, 1985.



---

Doc. dr hab. inż. Zbigniew Siwoń - Politechnika Wrocławska, dr inż. Janusz Stanisławski  
Wyższa Szkoła Inżynierska w Zielonej Górze.

Zbigniew Siwoń, Maria Stanisławska, Janusz Stanisławski

## MODEL SYMULACYJNY CZASÓW TRWANIA ZUŻYCIA WODY

### 1. Wstęp

W wielu zagadnieniach modelowania zjawisk fizycznych coraz szerzej jest stosowana teoria procesów stochastycznych. Gdy statystycznemu opracowaniu poddane zostaną wartości zużycia wody, które były rejestrowane w równych odstępach czasu i analizowane w kolejności pojawienia się w czasie rzeczywistym, to utworzony w ten sposób szereg czasowy  $\{Q_t, t = 1, 2, \dots\}$  ma właściwości procesu stochastycznego. Spośród różnych cech charakteryzujących przebieg zużycia wody (trend, sezonowość itp.) bardzo ważna z punktu widzenia praktycznych zastosowań jest właściwość opisująca chwile, w których obserwacje z szeregu czasowego są większe lub mniejsze od zadanej wartości. Przy czym interesujące są tutaj ilości przekroczeń zadanego poziomu, liczby obserwacji pomiędzy kolejnymi przekroczeniami (czas trwania) oraz sumaryczna od początku okresu liczba obserwacji pomiędzy kolejnymi przekroczeniami (czas trwania) oraz sumaryczna od początku okresu liczba obserwacji znajdujących się poniżej lub powyżej badanego poziomu (łączy czas trwania). Informacje te, wraz z umiejętnością przewidywania zapotrzebowania na wodę osiąganego lub przewyższanego z określonym prawdopodobieństwem, mogą stanowić przesłanki do prawidłowego projektowania i eksploatacji centralnych obiektów wodociągowych oraz optymalnego sterowania wydajnością zbiorników sieciowych. Rozwiązanie tych zagadnień metodami klasycznej statystyki jest znane i możliwe np. przy założeniu o normalności rozkładu jakiemu podlega zmienna [7]. Jednakże uzyskane tą drogą informacje dotyczą jedynie wartości średnich, nie mogą więc być wykorzystane do operacyjnego stosowania. Z tych powodów, w celu uzyskania danych opisujących pełny zakres zmienności stanów przekroczeń lub niedoborów wartości granicznej, wykorzystano elementy teorii niezawodności [1, 2, 3]. Wymaga to rozpatrywania procesu zużycia wody jako zjawiska, które ulega zakłóceniom wskutek "uszkodzeń".

### 2. Model symulacyjny zużycia wody

W odniesieniu do procesu zużycia wody "uszkodzenie" można zdefiniować jako zdarzenie polegające na przekroczeniu wartości zapotrzebowania na wodę ponad pewien założony poziom, zwany poziomem zaspokojenia potrzeb odbiorców  $Q_{gr}$ .

Proces znajdzie się wówczas w tzw. "stanie niezdatności", a czas trwania tego stanu nosi nazwę czasu odnowy. Gdy w pewnej chwili zużycie wody spadnie poniżej  $Q_{gr}$ , wówczas proces przejdzie w "stan zdatności", a przedział czasowy przebywania w tym stanie nazywa się czasem między kolejnymi uszkodzeniami. Wynika stąd, że model procesu zużycia



wody został sprowadzony do łańcucha kolejno następujących po sobie w czasie i uzupełniających się (bo przeciwnych) stanów. Upodobała to go do modelu obiektu odnawialnego z niezerowym czasem odnowy. Na rys. 1 pokazano schemat przebiegu procesu zużycia wody jako procesu odnawialnego, w którym:

- odcinki czasu  $(t_0, t_1)$ ,  $(t_2, t_3)$ ,  $(t_4, t_5)$ ,  $(t_6, t_7)$  są przedziałami między kolejnymi "uszkodzeniami",
- odcinki czasu  $(t_1, t_2)$ ,  $(t_3, t_4)$ ,  $(t_5, t_6)$  itd. są czasami odnowy,
- różnice między rzeczywistymi wartościami zużycia wody a poziomem  $Q_{gr}$  są niedoborami lub nadwyżkami wydajności urządzeń  $Q$ .

Długości poszczególnych przedziałów czasu, liczba przejść procesu ze stanu zdatności w stan niezdatności oraz wartości  $Q$  w każdej godzinie rozpatrywanego okresu, są zależne od przyjętego poziomu zaspokojenia potrzeb odbiorców  $Q_{gr}$ .

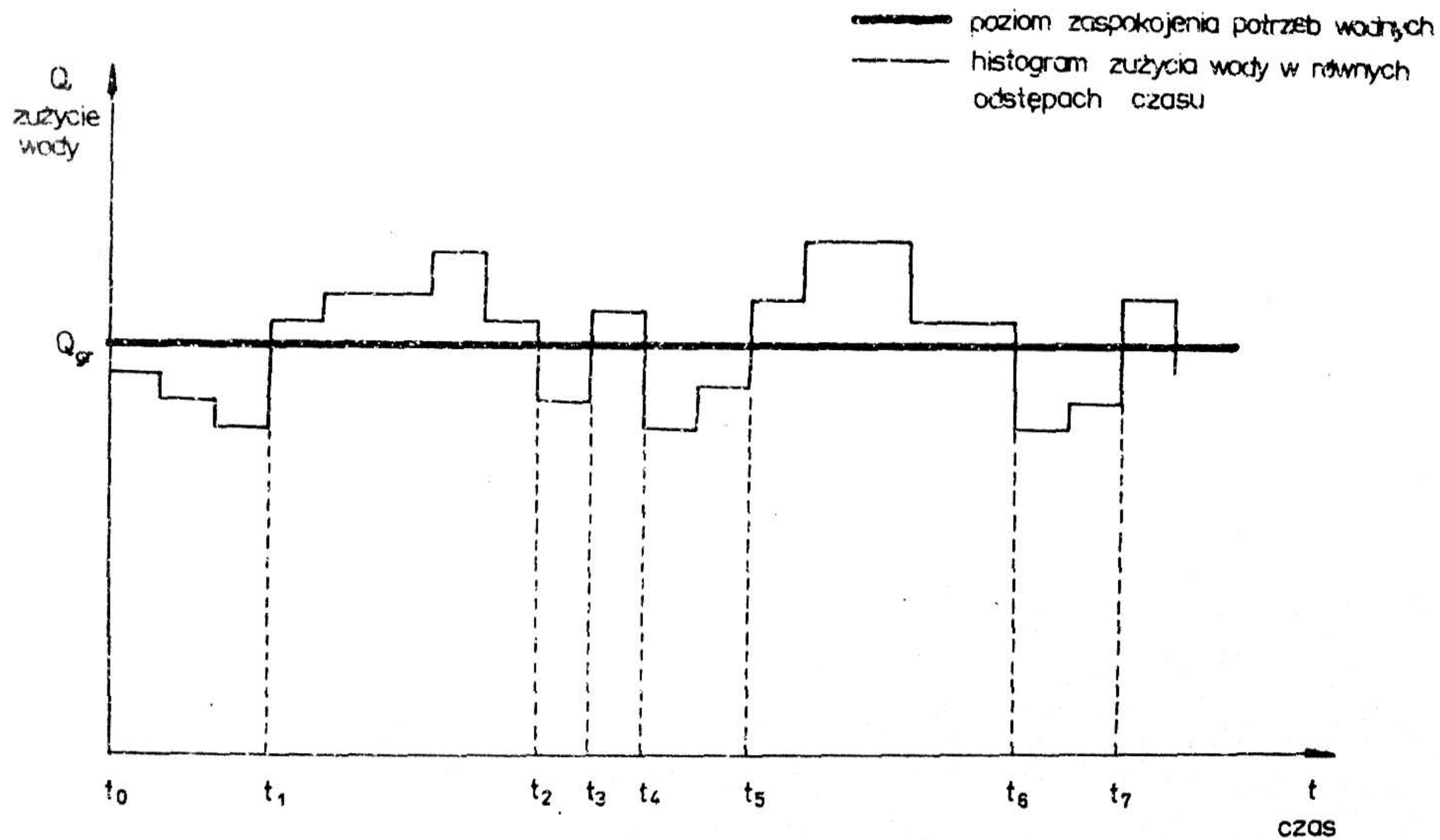
Z tych powodów uzyskane charakterystyki niezawodności oraz informacje o przebiegu procesu muszą nawiązywać do wartości  $Q_{gr}$ . Można ją wyznaczyć np. na podstawie analizy zbiorów obserwacji rzeczywistego zużycia wody w mieście, poprzez symulowanie przebiegu procesu z uwzględnieniem następujących czynników:

- rodzaju obszaru konsumpcji wody (miasto, osiedle),
- występowania i lokalizacji zbiorników wodociągowych,
- ograniczeń wynikających z przesłanek technicznych i ekonomicznych, a powodujących, że wartości  $Q_{gr}$  będą wybierane z przedziału między zużyciem maksymalnym i minimalnym.

Sposób wyboru wartości  $Q_{gr}$  zależy od przeznaczenia symulacji. Gdy wielkości tej nadany zostanie sens poziomu zaspokojenia potrzeb wodnych, to określić ją można jako zużycie wody osiągnięte lub przekraczane z góry zadany prawdopodobieństwem w danym okresie powtarzalności. Rozpatrując jednak to zagadnienie w aspekcie eksploatacji systemu przy optymalnych wskaźnikach efektywności, jako podstawę do wyboru wartości  $Q_{gr}$  proponuje się przyjąć funkcję odnowy wyrażającą oczekiwaną liczbę "uszkodzeń" w rozważanym przedziale czasu (np. dobie). Optymalna wartość  $Q_{gr}$  wyznacza wydajność centralnych obiektów systemu wodociągowego, miarodajną do ich wymiarowania. Jest ona punktem wyjścia do badania przebiegów procesu w czasie, w tym charakterystyk czasów trwania, oraz sumarycznych czasów przebywania procesu w poszczególnych stanach, a także reakcji systemu na określone stany.

Jednym z praktycznych efektów proponowanej analizy symulacyjnej jest probabilistyczny model opisujący łączne w dobie czasy trwania zużycia wody większego lub niższego, niż poziom  $Q_{gr}$ . W celu sformułowania owego modelu zbadano zbiory godzinowego zużycia wody w Łodzi w okresie 7 lat, symulując przebiegi procesu przy różnych wartościach  $Q_{gr}$ . Czasy przebywania procesu w stanach zdatności i niezdatności analizowano dla jednolitej doby tygodnia w wiosenno-letnich i jesienno-zimowych okresach roku. Utworzono dwie zmienne losowe:  $I_1$  i  $I_2$ .

Ich realizacjami są odpowiednio sumaryczne w dobie czasy trwania procesu w stanie zdatności lub niezdatności.



Rys. 1. Proces zużycia wody w mieście jako model obiektu odnawialnego



Analiza empirycznych rozkładów częstotliwości wykazała, że właściwości losowe zmiennych mogą być opisane lewostronnie ograniczonym rozkładem Weibulla o dodatnim parametrze kształtu.

Rozkład ten znajduje szerokie zastosowanie praktyczne w badaniach intensywności uszkodzeń. Jest łatwy w obliczeniach, a przy tym wystarczająco ogólny. Szczególnymi jego przypadkami są:

- rozkład wykładniczy (dla  $\gamma = 1$ ),
- rozkład Rayleigha (dla  $\gamma = 2$ ).

Funkcja gęstości rozkładu Weibulla łącznego czasu trwania procesu zużycia wody w stanie zdatności lub niezdatności jest w sensie poprzednio podanej definicji opisana równaniem:

$$f(t) = \gamma \cdot \beta \cdot t^{\gamma-1} \cdot \exp(-\beta \cdot t^{\gamma}), \quad \gamma > 0, \beta > 0 \quad (1)$$

w którym  $t$  jest sumarycznym w dobie czasem trwania zużycia wody poniżej lub powyżej założonego poziomu  $Q_{gr}$ .

W praktycznych obliczeniach (np. przy wyznaczaniu kwantyli) wygodniejsze jest operowanie dystrybuantą, która ma postać:

$$F(t) = 1 - \exp(-\beta \cdot t^{\gamma}) \quad (2)$$

Do weryfikacji hipotezy, że rozkład cech  $T_1$  lub  $T_2$  jest rozkładem Weibulla, wykorzystano test Cochra, w którym miarą rozbieżności między rozkładami empirycznym i teoretycznym jest wartość statystyki  $g_0$ , obliczana ze wzorów:

$$g_0 = \frac{\max(Z_1, \dots, Z_m)}{\sum_{i=1}^m Z_i}, \quad m \leq n \quad (3)$$

$$Z_i = \begin{cases} n \cdot t_1 & \text{dla } i = 1 \\ (n-i+1) \cdot (\hat{t}_i^{\hat{\gamma}} - t_{i-1}^{\hat{\gamma}}) & \text{dla } i = 2, \dots, m \end{cases} \quad (4)$$

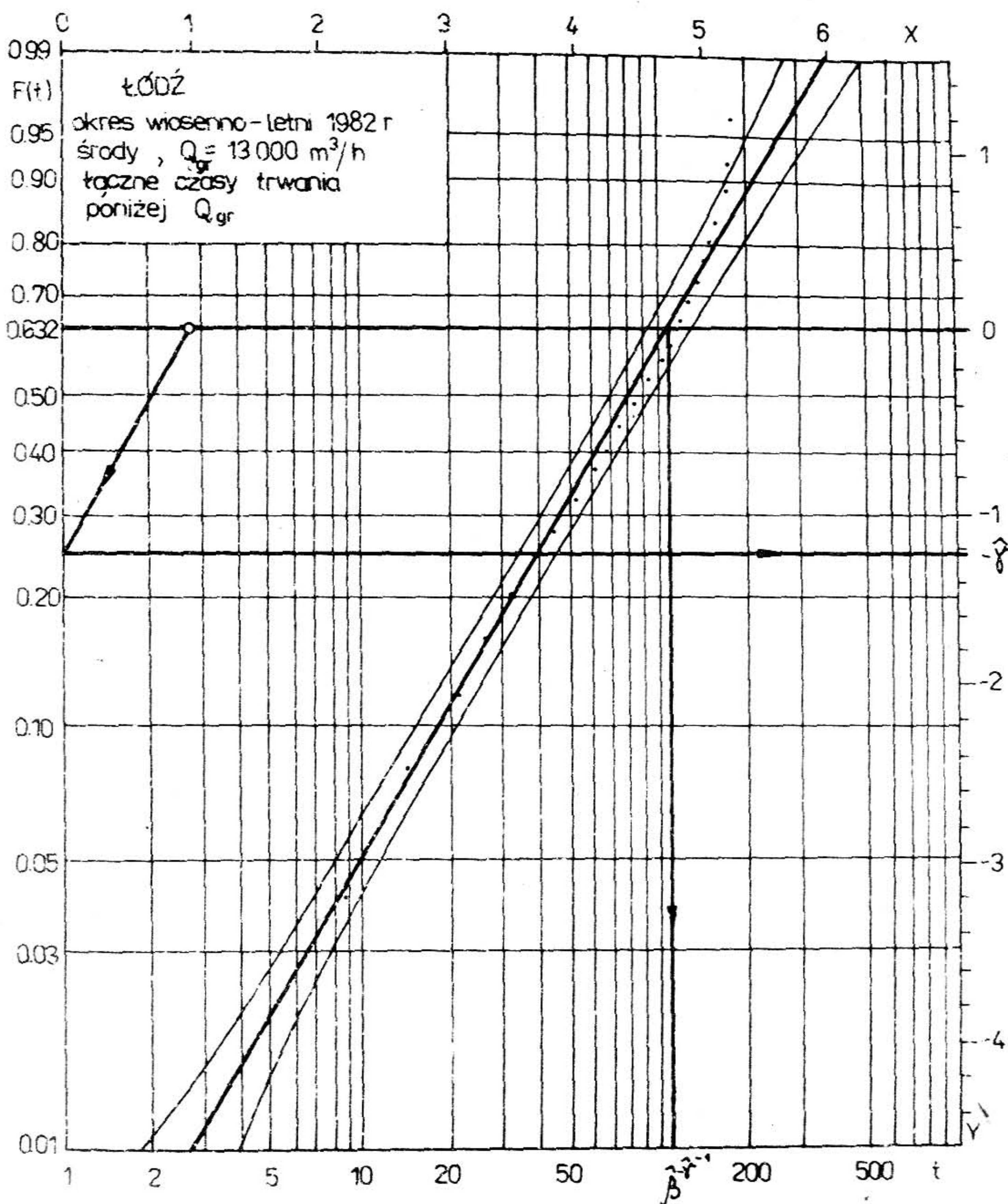
gdzie:

$n$  - liczebność populacji generalnej

$m$  - liczebność próby

$\hat{\gamma}$  - estymator z próby parametru  $\gamma$ .

Krytyczne wartości  $g_{n,2,1-\alpha}$  są kwantylami statystyki Cochra rzędu  $1 - \alpha$  o parze stopni swobody  $(m, 2)$ , gdzie  $\alpha$  jest współczynnikiem ufności. Sprawdzenia słuszności hipotezy dokonuje się przez porównanie wartości empirycznej  $g_0$  z jej wartością tablicową  $g_{n,2,1-\alpha}$  hipotezę odrzuca się, jeśli jest spełniona nierówność  $g_0 \geq g_{n,2,1-\alpha}$  natomiast w przeciwnym wypadku uznaje się, że wyniki uzyskane z badanej próby nie przeczą owej hipotezie na poziomie istotności  $1 - \alpha$ . Przybliżonego oszacowania  $\hat{\gamma}$  i  $\hat{\beta}$  parametrów  $\gamma$  i  $\beta$  rozkładu Weibulla można dokonać metodą graficzną, po naniesieniu na siatkę funkcyjną punktów wyznaczających dystrybuantę empiryczną. Na siatce tej, o osi odciętych  $X = \ln t$  oraz rzędnych  $Y = \{-\ln[1 - F(t)]\}$ , punkty empiryczne ułożą się wokół prostej  $Y = AX + B$ , aproksymującej dystrybuantę.



Rys. 2. Wykres empirycznej dystrybuanty sumarycznych czasów trwania zużycia wody poniżej  $Q_{gr} = 13000 \text{ m}^3/\text{h}$ , Łódź, okres wiosenno-letni 1982, środy



T a b e l a 1

WYNIKI TESTU ZGODNOŚCI ROZKŁADÓW ZMIENNEJ  $T_1$  (SUMARYCZNYCH CZASÓW TRWANIA ZUŻYCIA WODY  
PONIŻEJ ZADANEGO POZIOMU  $Q_{gr}$ ) Z ROZKŁADEM WEIBULLA., ŁÓDŹ, OKRES WIOSENNO-LĘTNI 1982

Wartość $Q_{gr}$ $m^3/h$	Estymatory parametrów rozkładu Weibulla						Wartość empiryczna statystyki Cochrana $g_0$		
	wtorki		środy		czwartki		wtorki	środy	czwartki
	1,256	0,0038	1,261	0,0039	1,352	0,0031			
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
11.000	1,256	0,0038	1,261	0,0039	1,352	0,0031	0,068	0,073	0,079
13.000	-	-	1,236	0,0029	1,292	0,0028	-	0,090	0,089
15.000	1,085	0,0028	1,053	0,0036	1,145	0,0021	0,074	0,089	0,084
Wartość krytyczna statystyki Cochrana $g_m, 2,1-0,05$	-	-	-	-	-	-	0,235	0,217	0,217
Liczba danych	26		24		24				

Tabela 2

WYNIKI TESTÓW ZGODNOŚCI ROZKŁADÓW ZMIENNEJ  $T_i$  (SUMARYCZNYCH CZASÓW TRWANIA ZUŻYCIA WODY PONIŻEJ ZADANEGO POZIOMU  $Q_{gr}$ ) Z ROZKŁADEM WEIBULLA, ŁÓDŹ, OKRES WIOSENNO-LETNI 1982, DNI ŚWIĄTECZNE

Wartość $Q_{gr}$ $m^3/h$	Estymatory parametrów rozkładu Weibulla		Współczynniki prostej najmniejszych kwadratów		Liczba danych	Test $\chi^2$		Test Cochran	
	$\hat{\gamma}$	$\hat{\beta}$	A	B		$\chi^2_{emp}$	$\chi^2_{0,05}$	$g_0_{emp}$	$g_3_{0,2;0,95}$
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
12500	1,250	0,00797	1,250	-7,135	30	1,985	7,815	0,0544	0,1980
13000	1,292	0,00537	1,292	-7,530	30	1,831	7,815	0,0568	
13500	1,262	0,00585	1,262	-7,444	30	1,954	7,815	0,0542	



Tabela 3

WYNIKI TESTU ZGODNOŚCI ROZKŁADÓW ZMIENNEJ  $T_2$  (SUMARYCZNYCH CZASÓW TRWANIA ZUŻYCIA WODY POWYŻEJ ZADANEGO POZIOMU  $Q_{gr}$ )  
Z ROZKŁADEM WEIBULLA, ŁÓDŹ, OKRES WIOSENNO-LETNI 1982

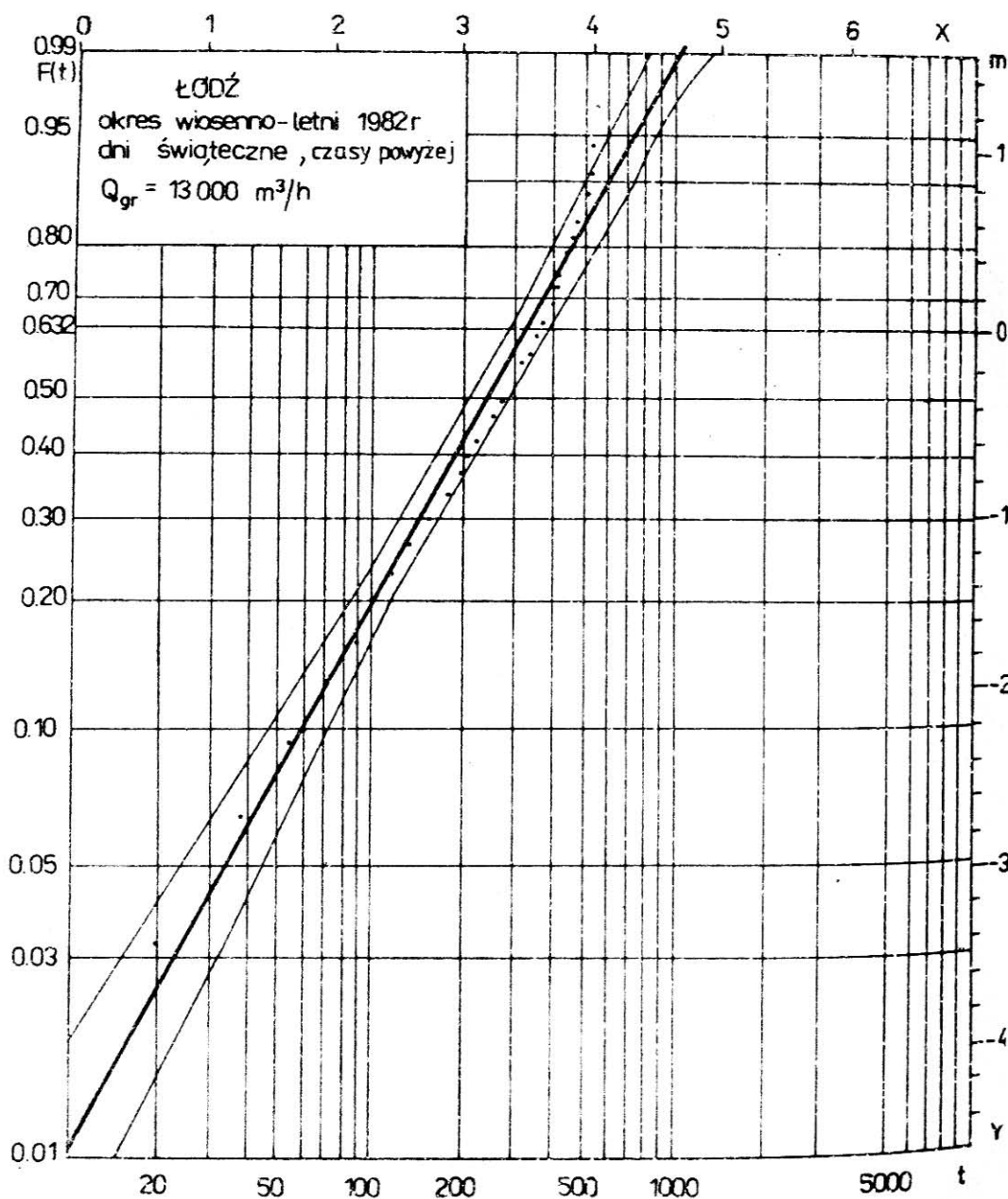
Wartości $Q_{gr}$ $m^3/h$	Estymatory parametrów rozkładu Weibulla						Wartość empiryczna		
	wtorki		środy		czwartki		wtorki	środy	czwartki
11.000	1,331	0,0005	1,313	0,0006	1,304	0,0007	0,057	0,070	0,070
13.000	-	-	1,347	0,0006	1,350	0,0006	-	0,078	0,069
15.000	1,650	0,0003	1,716	0,0002	1,569	0,0005	0,108	0,119	0,129
Wartość krytyczna statystyki Cochrana $g_m, 2; 1-0,05$	-	-	-	-	-	-	0,235	0,217	0,217
Liczba danych	26		24		24				

T a b e l a 4

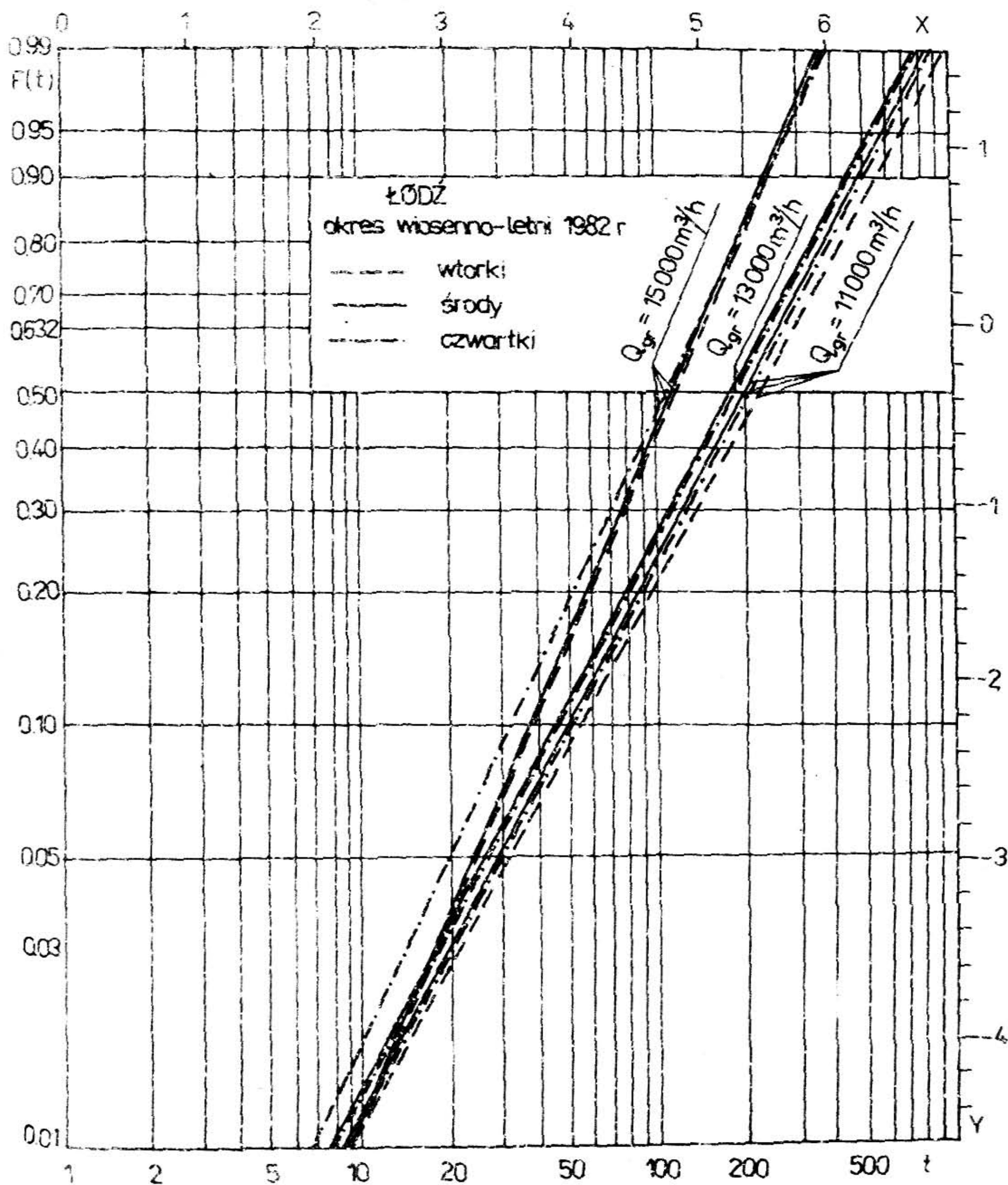
WYNIKI TESTÓW ZGODNOŚCI ROZKŁADÓW ZMIENNEJ  $T_2$  (SUMARYCZNYCH CZASÓW TRWANIA ZUŻYCIA WODY  
POWYŻEJ ZADANEGO POZIOMU  $Q_{gr}$ ) Z ROZKŁADEM WEIBULLA, ŁÓDŹ, OKRES WIOSENNO-LETNI 1982, DNI ŚWIĄTECZNE

Wartość $Q_{gr}$ $m^3/h$	Estymatory parametrów rozkładu Weibulla		Współczynniki prostej najmniejszych kwadratów		Liczba danych	Test $\chi^2$		Test Cochran	
			A	B		$\chi^2_{emp}$	$\chi^2_{0,05}$	$g_0_{emp}$	$g_3_{0,2; 0,95}$
12500	1,442	0,0086	1,442	-7,055	30	3,227	7,815	0,0734	0,1980
13000	1,319	0,0241	1,319	-6,029	30	7,360	7,815	0,1088	





Rys. 3. Wykres empirycznej dystrybucji sumarycznych czasów trwania zużycia wody poniżej  $Q_{gr} = 13\,000 \text{ m}^3/\text{h}$ , Łódź, okres wiosenno-letni 1982, dni świąteczne



Rys. 4. Wykresy empirycznych dystrybuant sumarycznych czasów trwania zużycia wody poniżej  $Q_{gr}$ , Łódź, okres wiosenno-letni 1982, wtorki, środy, czwartki



Sposób odczytywania przybliżonych estymatorów  $\hat{\alpha}$  i  $\hat{\beta}$  pokazano na rys. 2. W celu dokładnego wyznaczenia estymatorów nieobciążonych i zgodnych rozkładu Weibulla, adaptowano metodę Gumbela, opisaną np. w [6]. Obliczenia są realizowane za pomocą opracowanego przez autorów programu komputerowego KWE FTN w języku FORTRAN 77 dla systemu mikrokomputerowego SM4-20. Obejmują one wyznaczenie wartości:

- dystrybucyjny empirycznej,
- parametrów rozkładu Weibulla,
- współczynników prostej  $Y = A X + B$ ,
- estymatorów kwantyli dowolnego rzędu oraz szerokości ich przedziałów ufności,
- statystyki Cochran  $g_0$ .

Przykładowe wyniki obliczeń zestawiono w tabelach 1, 2, 3, 4, a wykresy empirycznych dystrybucyjny rozkładu prawdopodobieństwa zmiennych  $T_1$  i  $T_2$  pokazano na rys. 2, 3 i 4. Należy zwrócić uwagę na wygodę w praktycznym posługiwaniu się wynikami obliczeń. Wydruk wartości współczynników równań opisujących dystrybucyjny oraz wartości estymatorów niektórych kwantyli sprawia, że prawdopodobieństwa występowania zdarzeń  $t_1$  lub  $t_2$  może łatwo wyznaczyć każdy operator systemu wodociągowego nie posiadający specjalistycznego przygotowania, wykorzystując siatkę funkcyjną rozkładu Weibulla.

### 3. Podsumowanie i wnioski

Zaprezentowana w referacie metoda analizy i symulacji procesu zużycia lub zapotrzebowania na wodę (np. zużycia godzinowego), bazująca między innymi na elementach teorii niezawodności systemów odnawialnych, umożliwia uzyskanie szeregu istotnych informacji o przebiegu procesu. Jej wykorzystanie w praktyce stwarza przesłanki do rozwiązywania wielu zagadnień związanych z projektowaniem oraz eksploatacją systemów i obiektów wodociągowych. Niektóre z tych zagadnień, to:

- wyznaczenie poziomu zużycia wody lub zapotrzebowania na wodę miarodajnego do wymiarowania centralnych obiektów wodociągowych. Zadanie to można rozwiązać wykorzystując łącznie metodę probabilistycznego modelowania zaprezentowaną w pracach [4, 5] oraz scharakteryzowaną w referacie metodę bazującą na elementach teorii niezawodności,
- wyznaczenie sumarycznych w zadanym okresie (np. w poszczególnej dobie) czasów trwania zużycia wody powyżej lub poniżej poziomu zaspokojenia potrzeb odbiorców  $Q_{gr}$ . Ich znajomość stwarza przesłanki do racjonalnej eksploatacji centralnych obiektów wodociągowych (np. zakładów produkcji wody), oraz do optymalnego sterowania zbiornikami sieciowymi. Ponadto autorzy wyrażają pogląd, że metoda symulacji liczby i czasów przekroczeń zadanym poziomów granicznych może być bardzo dobrym testem zgodności generowanego modelu stochastycznego z rozważanym szeregiem czasowym.

### Literatura

- [1] Bobrowski D. - Wprowadzenie matematyczne do teorii niezawodności. Materiały dla studiów doktoranckich, Poznań, 1977.
- [2] Kopociński B. - Zarys teorii odnowy i niezawodności, PWN, Warszawa, 1973.
- [3] Praca zbiorowa pod red. Migdałskiego J. - Poradnik niezawodności - podstawy matematyczne. Wyd. "WEMA", Warszawa, 1982.

- 
- [ 4 ] Siwoń Z. - Podstawy probabilistycznego modelowania zużycia i zapotrzebowania na wodę w miastach, *Archiwum Hydrotechniki*, t. XXVIII, z. 3, s. 399-435, 1981.
  - [ 5 ] Siwoń Z. - Statystyczna metoda analizy obserwacji zużycia wody w budynkach i osiedlach mieszkaniowych. Raport Instytutu Inżynierii Ochrony Środowiska Politechniki Wrocławskiej, Nr PRE 78/84.
  - [ 6 ] Smirnov N.W., Dunin-Barkowski I.W. - Kurs rachunku prawdopodobieństwa i statystyki matematycznej dla zastosowań technicznych. PWN, Warszawa, 1973.
  - [ 7 ] Diner I.J. i inni - Rachunek prawdopodobieństwa w problemach i zadaniach, PWN, Warszawa, 1979.

---

Doc. dr hab. inż. Zbigniew Siwoń - Politechnika Wrocławska, Wrocław; mgr inż. Maria Stanisławska, dr inż. Janusz Stanisławski - Wyższa Szkoła Inżynierska w Zielonej Górze.



Cena zł 350,-